Bonner zoologische Beiträge	Band 51 (2002)	Heft 1	Seiten 51–69	Bonn, Juni 2003

Habitat- und Feuchtepräferenz von Laufkäfern (Coleoptera, Carabidae) in Streuobstwiesen

Erich GLÜCK [1] & Jürgen DEUSCHLE [2]

[1] Donzdorf (Germany)
[2] Köngen (Germany)

Abstract. During the vegetation seasons 1995–1997, mapping, registration and measurements of land use, vegetation and carabid fauna were carried out in orchards of the Limburg area (South West Germany). 17 test plots were chosen where specific land use had been unchanged for up to 25 years. Landuse forms were: meadows mowed thrice, meadows mowed twice, mulching, fallow land, horse pasture, sheep pasture and a 1994 abandoned sheep pasture. 68 carabid species were collected in the 6 pitfall traps settled on each plot. On meadows mowed twice and thrice and pastures more active species were counted than on mulched and fallow plots. The diversity and activity densities of the sample plots decrease with decreasing land use intensity. Most of the species on the plots belong to the fresh grassland species, whereas the typical wet grassland species occurred more rarely. Species belonging to dry and half dry grassland were registered only in low densities. The percentage of forest species increased with decreasing land use intensity, while the percentage of wet grassland species decreased. The influence of farming and land use systems is briefly discussed.

Key words. Ground beetle, abundance, grassland, habitat choice, land use systems, species diversity, species community, orchards.

1. EINLEITUNG

Streuobstwiesen prägen weite Landschaftsteile Süddeutschlands. Insbesondere im mittleren Albvorland finden sich noch ausgedehnte Bestände dieser ehemals extensiv genutzten Kulturlandschaft. Die ökologische Bedeutung fand in den letzten Jahrzehnten zunehmend Beachtung (REICH 1995; SCHAAB 1991; WELLER 1996; BRIEMLE et al. 1991). Zoozönosen in Streuobstwiesen wurden bislang nur aspektartig anhand einzelner Artengruppen untersucht. Die Avizönosen standen dabei zumeist im Zentrum der Untersuchungen (GLÜCK 1987; MADER 1984; ZWYGART 1984) und begründeten in der Regel auch ihre Bewertung im Rahmen naturschutzfachlicher und raumrelevanter Planungen (BAUMHOF-PREGITZER et al. 1997; WELLER 1996).

Arthropodenzönosen in Streuobstwiesen sind bislang nur in wenigen Gebieten anhand einzelner Untersuchungen dokumentiert (FUNKE et al. 1984; FUNKE 1995; HOLSTEN 1995; REICH et al. 1984, 1985; MADER 1984; SIMON et al. 1992). Weitere Arbeiten befaßten sich mit Zönosen in Intensivobstanlagen (GILGENBERG-HARBURG 1990; HOLLIDAY & HAGLEY 1978, 1984; ZELENKOVA & HURKA 1990). Die Zönosen planungsrelevanter Tierartengruppen wurden in Streuobstwiesen im direkten Managementvergleich bislang nicht explizit analysiert. Auch über detaillierte managementspezifische Einflüsse auf die Arthropodenzönosen anderer extensiver Grünlandökosysteme finden sich vergleichsweise wenig Untersuchungen, dies betrifft insbesondere Mulchnutzungsformen, während Beweidungsauswirkungen häufiger dokumentiert wurden (CLAßEN et al. 1993; HANSSEN & HINGST 1995; KOLSHORN & GREVEN 1995; MAELFAIT et al. 1988; RUSHTON et al. 1989; SCHNITTER 1994; VOWINKEL 1998; WALTHER 1996).

Auf Feldaufnahmen basierende Erfahrungsberichte zur Lebensraumpräferenz einzelner Arten beschrieben früher nur grobe Gradienten in der Habitatpräferenz von Arten (BAEHR 1980a, 1980b, 1985, 1988; LINDROTH 1945; NIEMANN 1963; SCHERNEY 1959). Parallel dazu wurden zahlreiche Laborversuche zum differenzierenden Einfluß abiotischer Faktoren durchgeführt (z.B. Licht, Temperatur, Feuchtigkeit; vgl. BAUER 1989; NEUDECKER 1974; PAARMANN 1966; SOWIG 1986; THIELE 1964b, 1967). Diese deckten sich aber nur teilweise mit den Freilandbeobachtungen. Mikroklimatische Ansprüche der Arten an die bodennahe Luftschicht sollen dabei für die Habitatbindung von Carabiden entscheidend sein. Dem Faktor Feuchtigkeit wird hierbei die höchste Bedeutung zugesprochen (GIERS 1973; LAUTERBACH 1964; LINDROTH 1945; PAARMANN 1966; RUSHTON et al. 1989; SCHMID 1957; TIETZE 1973d, 1974; THIELE 1964a, 1964b; THIELE & LEHMANN 1967; THIELE & WEISS 1976).

Die Strukturen im Grünland von Streuobstwiesen werden im Wesentlichen von der Zusammensetzung der Vegetation gebildet. Die Vegetationsstrukturen einzelner Managementvarianten unterscheiden sich ebenso wie die darin enthaltenen Ressourcen in ihrer Ausprägung und Verfügbarkeit (DEUSCHLE & GLÜCK 2001).

Ziel dieser Arbeit ist, bei nahezu identischen standörtlichen Gegebenheiten die Carabidenzönosen der ausgesuchten Parzellen zu erfassen. Bei der Auswahl der Parzellen/Probeflächen war vorrangig, daß diese nachweislich langjährig (bis zu 25 Jahren) gleichartig genutzt wurden. Der Einfluss des Nutzungsregimes auf die Artenzusammensetzung wird beschrieben. Die klimatischen Bedingungen des Areals werden aufgezeigt und die Präferenzen der gefundenen Arten hinsichtlich des Parameters „Feuchte" im Flächenvergleich vorgestellt und diskutiert. Im holistischen Vergleich der Carabidenzönosen bezüglich der beobachteten Managementvarianten (Mähwiesen: zwei und dreischürig, Weiden: Pferde und Schafe in Stand- und Umtriebsbeweidung, Mulchwiesen, Bracheflächen, Wald) werden die managementabhängigen Habitatpräferenzen herausgearbeitet.

1.1. Die Limburg

1.1.1. Standort. Das Naturschutzgebiet „Limburg" bei Weilheim/Teck (48.38N/9.23E) wird dem „Schwäbischen Albvorland" zugeordnet (Abb. 1). Der Bereich gilt als „mäßig warm" (Wintergetreide – Obstklima), die Jahresmitteltemperatur der Luft beträgt >8,5–9°C. An durchschnittlich 225–231 Tagen liegt die mittlere Lufttemperatur über 5°C. Die ökologische Feuchte der Böden – als Maß für das Wasserangebot der Pflanzen während der Vegetationszeit – wird als „frisch" bezeichnet, die hierfür charakteristische Wiesengesellschaft ist eine typische Glatthaferwiese. Das Areal der Streuobstwiesen an der Limburg umfaßt eine Fläche von 161,5 ha.

In den Standortskomplex fällt auch die 1997 beprobte Referenzfläche außerhalb der Limburg. Sie liegt etwa 2,5 km nordwestlich von Weilheim im Gewann „Innere Birken" (zentrale Koordinaten 3.541004/ 5.387521).

1.1.2. Strukturtypen

- Halbtrockenrasen des Gipfelbereichs (ca. 550–598 mNN)

Vorherrschender Vegetationstyp im Gipfelbereich ist ein Halbtrockenrasen (Mesobrometum), der nach unten zumeist in einen kleinen Wald- und Gebüschgürtel übergeht.

Um eine Verbuschung zu verhindern, wird der Bereich im Rahmen der Umsetzung eines Pflege- und Entwicklungsplanes zweimal jährlich für eine Woche mit Schafen beweidet. Diese Einheit ist vor allem auf dem Hochplateau des Gipfels durch die Nutzung als Naherholungsgebiet bereits stark trittgeschädigt.

- Gebüsch- und Waldgürtel (500–550 mNN)

Dieser Bereich zeigt je nach Exposition einen sehr unterschiedlichen Charakter. Auf der Südostseite überwiegt ein dichter Bestand aus wärmeliebenden Sträuchern. Direkt nach Osten schließt ein Eichen – Hainbuchenwald an. Dessen Ausprägung deutet auf eine ehemalige Niederwaldnutzung hin. Der Nordostbereich des Waldgürtels wird von einem Haselhain geprägt, der nach Nordwesten hin wieder in einen Eichen-Hainbuchenwald mit einzelnen ungenutzten Streuobstparzellen übergeht. Kleinere Bereiche des Südhanges werden noch als Weinberge landwirtschaftlich genutzt, wenngleich hier bereits einzelne Parzellen aufgelassen sind und zur Zeit brachliegen.

- Streuobstgürtel (390–500 mNN)

Der größte Teil der Limburg wird von Streuobstwiesen eingenommen. Sie ziehen sich am unteren Hangbereich rund um den Vulkankegel, lediglich im südlichen Teil ist der Bestand lückiger. Hier treten erstmals große freie Wiesen ohne nennenswerten Baumbestand auf. Diese werden vergleichsweise intensiv bewirtschaftet und gedüngt. Der Baumbestand besteht vorwiegend aus Apfel (ca. 44 %) und Birne (ca. 18 %). Weitere häufige Arten sind Zwetschge und Kirsche. Ihr Verbreitungsschwerpunkt liegt in den frostgeschützteren Gebieten des oberen Hangbereichs. Die Bäume gehören überwiegend einem hohen Ertragsalter an, auf zahlreichen Grundstücken wurden aber umfangreiche Neupflanzungen durchgeführt.

Die Parzellen sind vor allem am Nordhang überwiegend langgestreckt und schmal, im Untersuchungsgebiet überwiegen kleine bis sehr kleine Grundstücke unter 20 Ar. Einzelne Flurstücke sind eingezäunt oder werden von Zierhecken umgeben und als Kleingarten genutzt. Ackerflächen sind nur vereinzelt an den äußersten Randbereichen des Streuobstgürtels eingelagert. Der überwiegende Teil der Streuobstwiesen wird mehrmals jährlich gemulcht. Einige Parzellen werden beweidet, das Spektrum umfaßt sowohl Stand- (Schafe, Pferde) als auch Umtriebsweiden. Im Gegensatz zur früheren traditionellen Bewirtschaftung als Futter- oder Heuwiesen existieren derzeit nur noch wenige Flächen dieser Managementvariante. Einzelne Areale werden nur noch im Abstand von mehreren Jahren gemäht, einige Flächen liegen vollständig brach und sind teilweise bereits stark verbuscht. Entsprechend der Nutzungs- und Standortverhältnisse erstreckt sich die Vegetation auf ein breites Spektrum von Frischwiesen unterschiedlichster Feuchtigkeits- und Nährstoffverhältnisse. Sehr magere und trockene Frischwiesen sind allerdings kaum noch vorhanden.

Diese unterschiedlichen Nutzungs- und Standortverhältnisse bilden ein kleinräumiges Mosaik unterschiedlicher Lebensbedingungen entlang zeitlicher und räumlicher Gradienten. Diese grenzen die Limburg deutlich von der sie umgebenden Landschaft ab.

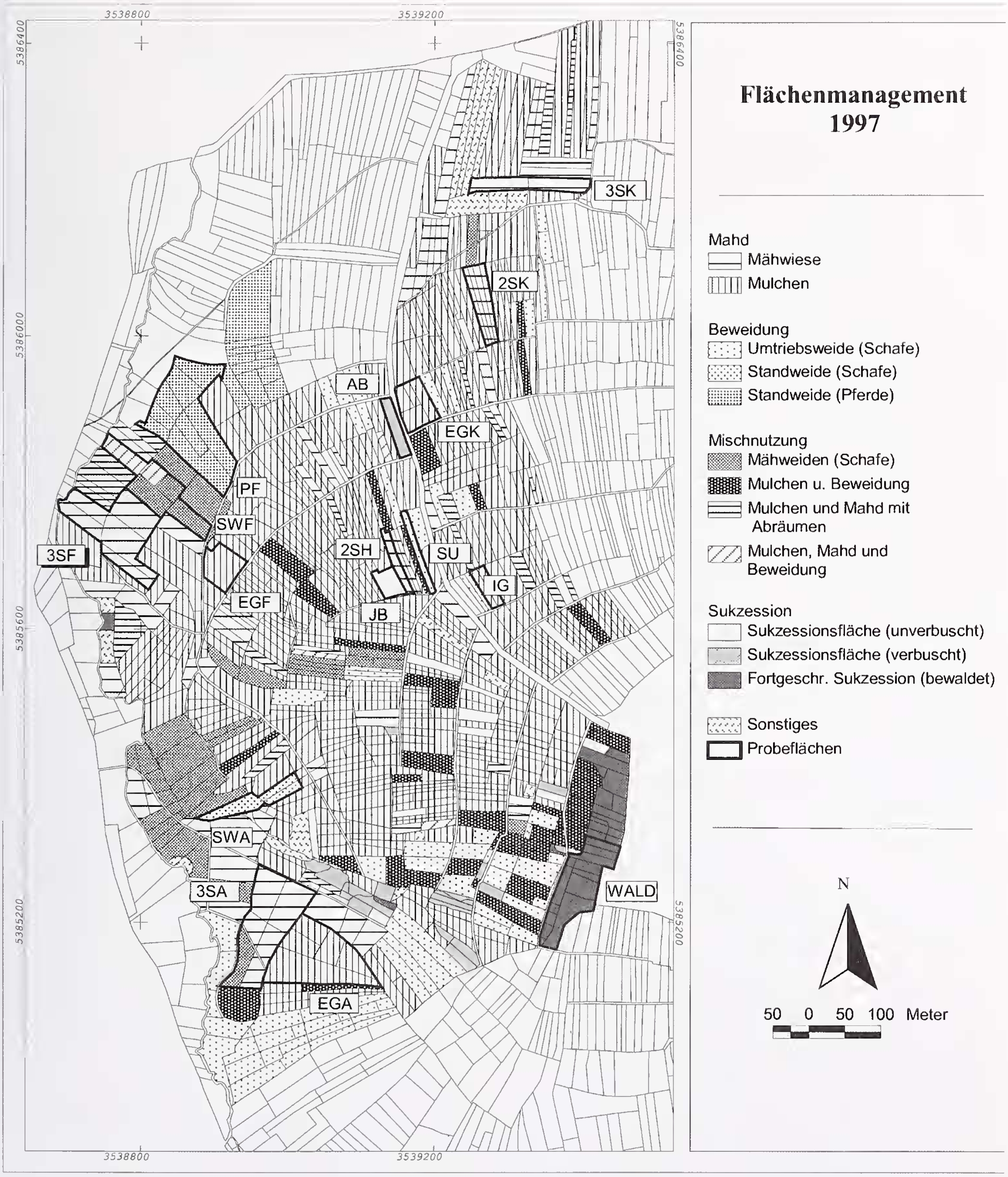


Abb. 1: Flächennutzung im Untersuchungsraum Limburg bei Weilheim/Teck und Probeflächen.

Tab. 1: Morphologie und Nutzung der Probeflächen.

Fläche	Nutzung	Nutzungs-type	Fläche (Ar)	Umfang (m)	Höhe (mNN)	Beschattung	Nutzung Rang	Untersuchungs-jahre
3SF	3-sch. Mähwiese	Mähwiese	26	209	405	20	2	'97
3SA	3-sch. Mähwiese	Mähwiese	51	287	425	20	2	'97
3 SK	3-sch. Mähwiese	Mähwiese	16	204	392	20	2	'95, '96, '97
2 SR	2-sch. Mähwiese	Mähwiese	40	446	415	80	5	'97
2SH	2-sch. Mähwiese	Mähwiese	10	218	445	60	5	'95, '96, '97
2SK	2-sch. Mähwiese	Mähwiese	15	250	410	60	5	'97
SWF	ehemalige Schafe-Standweide, S. Text	Weide	34	234	405	60	7	'95, '96, '97
SWA	Schafe-Standweide	Weide	15	213	415	80	8	'97
PW	Pferdeweide	Weide	124	580	400	20	9	'95, '96, '97
SU	Schafe-Umtriebsweide	Weide	11	259	445	20	10	'95, '96, '97
IG	4–6-sch. Mulchwiese	Mulchwiese	12	162	455	20	11	'95, '96, '97
BGA	3-sch. Mulchwiese	Mulchwiese	47	380	440	100	12	'97
EGK	2–3-sch. Mulchwiese	Mulchwiese	29	217	420	60	13	'95, '96, '97
EGF	1-sch. Mulchwiese	Mulchwiese	25	206	517	80	14	'97
JB	4-jähr. Wiesenbrache	Sukzession	13	153	445	0	15	'95, '96, '97
AB	10-jähr. Wiesenbrache	Sukzession	13	202	420	100	16	'95, '96, '97
Wald	Waldfläche	Sukzession	13	222	520	100	17	'97

2. MATERIAL UND METHODE

2.1. Klima

Zur Charakterisierung des Witterungsverlaufs im vorliegenden Untersuchungsjahr wurden die Daten der nächstgelegenen amtlichen Wetterstationen des Deutschen Wetterdienstes in Ebersbach an der Fils (Landkreis Göppingen; 9.31E/48.44N; 280 m NN) und Kirchheim/Teck (Landkreis Esslingen; 9.27E/ 48.39N; 310 m NN) verwendet.

2.2. Auswahl der Probeflächen

1995 wurden die Probeflächen so ausgewählt, um möglichst viele angewendete Managementvarianten zu beproben und schon langjährig (mindestens 25 Jahre) dem gleichen Bewirtschaftungssystem unterlagen (vgl. Abb 1, Tab. 1).

2.2.1 Bestandserhebung der Carabiden. Die Erfassung der Laufkäferfauna erfolgte auf den ausgewählten Flächen mit Bodenfallen nach Barber (1931). Zu Beginn der Untersuchung wurden 165 mm hohe Metallhülsen mit einem Innendurchmesser von 92 mm ebenerdig in den Boden eingegraben. In diesen Metallhülsen wurden etwa 10 cm hohe Fanggläser (Inhalt 500 ml) versenkt. Eine Gummidichtung am Glasoberrand verhinderte die Entstehung von Lücken zwischen Fanggefäß und Metallhülse. Dieser Aufbau gewährleistete bei der regelmäßigen Entleerung der Fallen eine leichte Entnahme des Fanggefäßes, ohne das direkte Umfeld des Fallenstandortes zu verändern.

Fang- und Konservierungsmittel war eine 50%ige Ethylenglykollösung mit einer Detergenzzugabe zur Verminderung der Oberflächenspannung. Mit ihr wurden die Fanggläser etwa zur Hälfte aufgefüllt. Eine 120 mm x 120 mm große Plexiglasabdeckung – im Abstand von 30–50 mm über der Bodenoberfläche angebracht – verhinderte eine Verdünnung des Fangmittels durch Niederschläge. Die Fallen, n = 6 je Fläche, wurden linear im Abstand von 10 m angeordnet. Das Fallentransekt wurde möglichst zentral in den Untersuchungsflächen platziert.

Die Fallenkontrolle und -leerung erfolgte 1995 regelmäßig im Abstand von acht Tagen, so daß sich die gesamte Untersuchung in genau 30 gleichlange Fangperioden einteilen läßt. 1996 und 1997 wurden exakt 14-tägige Kontrollen und Leerungen durchgeführt, was insgesamt 12 bzw. 15 Fangperioden entspricht.

Die Anzahl der am Standort gefangenen Individuen ist sowohl von der art- und flächenspezifisch unterschiedlichen Aktivität der Tiere als auch von ihrer Populationsgröße abhängig (Greenslade 1964; Luff 1975). Sie ermöglicht daher keinen unmittelbaren Rückschluß auf die flächenbezogene Siedlungsdichte, erlaubt aber einen direkten Vergleich von Artenzahl und Aktivitätsdichte der Carabiden auf verschiedenen Probeflächen.

Die Aktivitätsabundanz der Bodenfallen wird beeinflußt von ihrer Anwendung, Expositionszeit, Fallengrößen und -abständen sowie von Fang- bzw. Konservierungsflüssigkeiten.

2.2.2. Auslese und Bestimmung der Carabiden. Die Auslese der wöchentlichen bzw. 14-tägigen Fallenleerungen erfolgte im Labor. Die darin enthaltenen Laufkäfer wurden in Scheerpeltzsche Lösung (Lompe 1989), die Beifänge in 70%ige Ethanollösung überführt. Die Bestimmungsliteratur bestand aus Freude (1976) bzw. Lompe (1989), Trautner et al. (1988a), Huber & Marggi (1997), Hurka (1996), Lindroth (1985), Sciaky (1991). Falls erforderlich wurden bei allen Arten zur exakten Artbestimmung Genitaluntersuchungen durchgeführt, bei den Gattungen *Amara*, *Badister* und *Ophonus* erfolgten sie grundsätzlich. Die Nomenklatur richtet sich nach Lompe (1989) sowie Trautner et al. (1997).

2.2.3. Ökologische Charakterisierung der Arten. Die Grünland- und Feuchtepräferenzen der einzelnen Laufkäferarten sind aus Baehr (1980a, b, 1981, 1985, 1988), Basedow et al. (1990), Barndt et al. (1991), Den Boer (1970, 1985), Den Boer et al. (1980), Desender & Pollet (1987), Fazekas et al. (1997), Horion (1941), Kadar & Szel (1989), Kirchner (1969), Krause (1974), Krehan (1970), Larson (1939), Lindroth (1945), Matalin (1994), Nelemans (1987), Novak (1972), Scherney (1959), Schiötz-Christensen (1966), Thiele (1962, 1964a, 1971, 1977), Tietze (1973a-d, 1974), Trautner 1986, 1991, Trautner et al. (1988a, b), Turin et al. (1977, 1991), Turin & Den Boer (1988), und Weidemann (1971) entnommen.

Einer Reihe von Arten konnte dennoch keine eindeutige Habitatpräferenz zugeordnet werden, sei es aufgrund widersprüchlicher Angaben einzelner Autoren oder aufgrund eines tatsächlich sehr eurytopen Verbreitungsmusters. Diese Literaturauswahl enthält überwiegend Angaben aus Freilandbeobachtungen, da im Labor ermittelte Präferenzen Konkurrenzphänomene sowie jahreszeitlich und räumlich bedingte Veränderungen im Dispersions- und Aktivitätsmuster nicht berücksichtigen (vgl. THIELE 1964b; THIELE & LEHMANN 1967; THIELE 1968). Ebenso wurden Angaben aus süddeutschen Untersuchungsgebieten bevorzugt verwendet.

2.3. Datenanalyse und statistische Verfahren

Alle registrierten Daten zu Flächenmanagement, Vegetation, Boden und Carabidenbestand wurden in eine hierfür angelegte Datenbank integriert und zur Analyse in ein Tabellenkalkulationsprogramm überführt. Nach Überprüfung der jeweiligen Voraussetzungen wurden folgende Tests durchgeführt: U-Test von MANN & WHITNEY (MWU-Test), P2-Test. Rangkorrelationen wurden nach SPEARMAN ermittelt, die errechneten Koeffizienten auf ihre Signifikanz überprüft (SACHS 1992; ZÖFEL 1992).

3. ERGEBNISSE

3.1. Klima

3.1.1. Niederschläge. Der langjährige Mittelwert für die Niederschlagsmenge bei Kirchheim/Teck wird mit 840 mm angegeben, für Weilheim beträgt er 882 mm. Dieser Wert kann, bedingt durch einen luvseitigen Wolkenstau am nordwestexponierten Teil der Limburg, noch höher liegen und innerhalb der Untersuchungsfläche ebenfalls einem Höhengradienten folgen (vgl. Häckel 1993).

Von Januar bis Dezember 1995 wurde bei Kirchheim/Teck ein Niederschlag von 974 mm gemessen, das entspricht knapp 100 mm mehr als 1994 (879 mm) und liegt über dem langjährigen Mittel. 1996 betrug der Wert 840 mm und entsprach exakt diesem Durchschnitt, während 1997 mit 678 mm nur etwa 81 % der Vorjahresniederschlagsmenge niederging. Deutlicher werden die Unterschiede während der Aktivitätsmaxima der Laufkäfer: 1996 regnete es in den Monaten Mai und Juni mit 299 mm mehr als im gleichen Zeitraum des Vorjahres (262 mm), gegenüber 1997 (158 mm) war es doppelt soviel (Abb. 2). In den Monaten August und September 1995 fiel dagegen mit 233 mm zweimal soviel Regen wie 1996 (129 mm) und dreimal mehr als 1997 (81 mm).

1995 gab es 184 Tage ohne Niederschlagsereignis, 1996 waren es 208 und 1997: 228 Tage (Abb. 3). Im Mai 1996 blieben nur 10 Tage ohne Niederschläge, während 1995 immerhin 17 Tage und 1997: 22 Tage ohne Niederschlag waren. Im Juni kehrten sich die Bedingungen um: 1995 und 1997 waren 8 bzw. 10 Tage, 1996 dagegen 19 Tage ohne Niederschläge. Mit 33 bzw. 35 niederschlagsfreien Tagen regnete es in

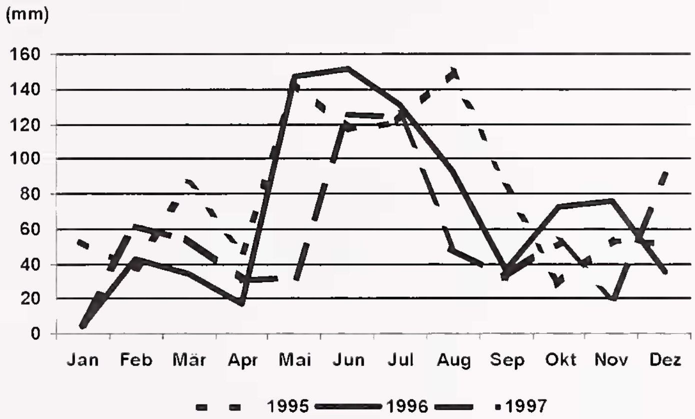


Abb. 2: Monatsmittel der Niederschläge in den Jahren 1995–1997 (Station Kirchheim/Teck).

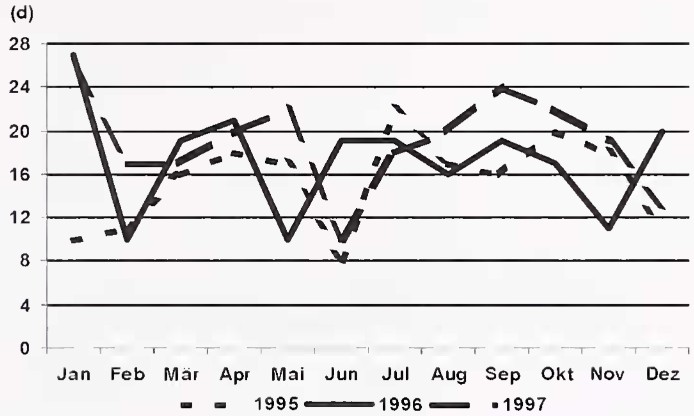


Abb. 3: Anzahl der Tage ohne Regenereignis in den Jahren 1995–1997 (Station Kirchheim/Teck, Monatssummen).

den Monaten August und September 1995 und 1996 wesentlich häufiger als 1997 (44 Tage).

3.1.2. Temperaturen. Die jährliche Durchschnittstemperatur der Station Ebersbach betrug 1995 und 1997 jeweils 10,0°C, 1996 war mit 8,7°C kälter (Tab. 2). Im Mai unterschieden sich die Monatsmitteltemperaturen in allen drei Untersuchungsjahren kaum (1995: 13,5, 1996: 12,9°C, 1997: 14,1°C). Dagegen war der Juni 1996 (17,7°C) und 1997 (16,7°C) wärmer als 1995 (14,4°C). In den Monaten August und September war es 1996 (17,8 bzw. 11,6°C) durchweg kühler als 1995 (18,3 bzw. 12,7°C) und insbesondere 1997 (20,2 bzw. 15,2°C). 1995 und 1997 gab es je 76 Tage mit Temperaturen unter 0°C (Frosttage). 1996 waren es mit 109 Tagen etwa ein Drittel mehr, wobei vor allem die Monate Januar, Februar und März deutlich kälter waren und mehr Frosttage aufwiesen als 1995 und 1997. Die Zahl der Tage mit einem Temperaturmaximum über 20°C war 1996 nur geringfügig niedriger als 1995 (101 bzw. 106 Tage), 1997 kam es mit 130 Tagen häufiger zu Temperaturen über 20°C. Während der Hauptaktivitätszeit der Carabiden im Mai und Juni lagen die Verhältnisse anders: 1995 hatte an 20, 1996 an 32 und 1997 an 38 Tagen Temperaturmaxima über 20°C. Im August und September

betrugen die entsprechenden Werte 35, 32 und 55 Tage.

Meteorologische Sommertage (Tagesmaximum über 25°C) gab es 1995: 56, 1996: 43 und 1997: 63. Wiederum waren die Bedingungen im Mai und Juni mit 11 bzw. 13 und 14 Sommertagen anders, während die Verteilung in den Monaten August und September den Gesamtjahresverhältnissen entsprach.

Das Jahr 1995 war demzufolge zwar regenreich, aber dennoch vergleichsweise warm. 1996 war dagegen insgesamt und teilweise auch während der Aktivitätsmaxima der Carabiden kühler. Hinzu kamen längere Frostperioden in den Monaten Januar bis März mit vergleichsweise tiefen Temperaturen. Wenngleich der Gesamtniederschlag unter Vorjahresniveau blieb, regnete es im ersten Aktivitätsmaximum der Carabiden (Mai und Juni) – trotz höherer Temperaturen – wesentlich mehr als im Vorjahr. 1997 war dagegen ein ausgesprochen warmes und trockenes Jahr mit vergleichsweise hohen Temperaturen und geringen Niederschlägen während beider Aktiviätsmaxima.

3.2. Die Arten der Flächen

In den Bodenfallen waren während der Fangperioden von 1995–1997 5229 Individuen aus 68 Laufkäferarten enthalten. 18 Arten (26%) wurden innerhalb der Gesamtuntersuchung nur in Einzelexemplaren nachgewiesen (Tab 3).

1995 wurden auf den beiden Mähwiesen 2SH und 3SK 24 bzw. 23 Arten vorgefunden, die Pferdeweide beherbergte 23 Arten. Die wenigsten Arten waren auf den beiden Brachen JB und AB (17 bzw. 12 Arten). Die Mulchwiesen (IG, EGK) und beide Schafweiden (SU, SWF) besitzen mit 19 bzw. 18 Arten vergleichbare Artenzahlen.

1996 waren auf der Mähwiese 2SH und auf den beiden Weiden PW und SWF je 20 Arten aktiv. Die wenigsten Arten wurden auf der Fläche AB (7 Arten) und auf den beiden Mulchwiesen IG und EGK registriert (16 bzw. 15 Arten). 1996 wurden auf den meisten Flächen weniger Arten erfaßt als im Vorjahr, die stärksten Rückgänge verzeichneten die Flächen 3SK (-6 Arten) und AB (-5 Arten). Auf der jüngeren Sukzessionsfläche JB und der Weide SU blieb die Artenzahl konstant, demgegenüber stieg sie auf der aufgelassenen Schafweide SWF von 18 auf 20 an.

1997 war die erstmals beprobte dreischürige Mähwiese (3SA) im Gewann Adelesfeld die artenreichste der Gesamtuntersuchung (30 Arten). Auf den nur 1997 beprobten Mähwiesen (3SF, 2SI, 2SK) wurden zwischen 19 und 22 Arten registriert. Die Weide SWA war mit 27 Arten deutlich artenreicher als die über drei Jahre untersuchten Weiden (PW, SWF, SU). Dagegen sind die entsprechenden Artenzahlen der Mulchwiesen EGA und EGF (13 bzw. 19 Arten) wieder denen der von 1995 bis 1997 beprobten Mulchwiesen (IG, EGK) angenähert.

1997 war die Pferdeweide mit 24 Arten die artenreichste Fläche der über drei Jahre beprobten Areale. Auf den Arealen 3SK, 2SH, SWF waren 21 bzw. je 20 Arten aktiv, auf allen anderen Flächen wurden 1997 weniger Arten registriert (z.B. AB: 11 Arten; JB, IG, EGK je 16). Im Vergleich zum Vorjahr wird kein einheitlicher Trend in der Entwicklung der Artendichte auf den Flächen ersichtlich: Auf einigen Flächen, in denen von 1995 bis 1996 ein Rückgang registriert wurde, stieg die Artendichte um jeweils vier Arten an (3SK, PW, AB), auf den restlichen Arealen blieb sie weitgehend konstant (2SH, SWF, IG, EGK) oder ging zurück (SU, JB). Während der gesamten Untersuchung wurden auf Mähwiesen mehr Arten registriert als auf Weiden (kumulative Artendichte 1995–1997). Diese waren wiederum artenreicher als Mulchwiesen und vor allem Sukzessionsflächen (Tab. 3).

Tab. 2: Zusammenstellung untersuchungsrelevanter Temperaturdaten der Jahre 1995, 1996 und 1997 (Datenquelle: DEUTSCHER WETTERDIENST; Klimastation Ebersbach/Fils).

	Mittlere Monatstemperaturen (°C)			Tage mit einem Min. unter 0 °C (Frosttage)			Tage mit einem Max. über 20 °C			Tage mit einem Max. über 25°C (Sommertage)		
	1995	1996	1997	1995	1996	1997	1995	1996	1997	1995	1996	1997
Januar	1,0	−0,4	−1,4	19	27	24	–	–	–	–	–	–
Februar	5,7	−0,3	4,9	7	26	13	–	–	–	–	–	–
März	4,2	3,1	7,4	15	19	3	–	–	2	–	–	–
April	10,1	9,9	7,9	1	7	8	5	9	2	1	4	–
Mai	13,5	12,9	14,1	–	–	–	9	11	18	5	3	6
Juni	14,4	17,7	16,7	–	–	–	11	21	20	6	10	8
Juli	21,5	17,7	17,6	–	–	–	31	24	27	24	13	14
August	18,3	17,8	20,2	–	–	–	29	28	29	16	12	25
September	12,7	11,6	15,2	–	–	–	16	4	26	1	1	9
Oktober	12,8	10,0	9,0	–	–	5	6	3	6	3	–	1
November	3,8	5,5	5,2	10	5	9	–	1	–	–	–	–
Dezember	0,3	−1,0	3,0	24	25	14	–	–	–	–	–	–
Mittel	10,0	8,7	10,0	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Σ	–	–	–	76	109	76	109	101	130	56	43	63

3.3. Habitatpräferenzen

3.3.1. Arten der Trocken- und Halbtrockenrasen. Grünlandarten trockener Lebensräume waren nur auf den 1995–1997 beprobten Flächen 3SK, 2SH und PW in allen drei Untersuchungsjahren konstant vertreten, während sie die restlichen Flächen nur diskontinuierlich in einzelnen Jahren besiedelten. Stenotope Arten mit einem Grünlandverbreitungsschwerpunkt in Halbtrockenrasen wurden auf diesen Flächen nur 1995 registriert und blieben auf die Areale 3SK, PW und JB beschränkt (Abb. 4).

Auch auf den 1997 neu beprobten Flächen waren typische Arten von Halbtrockenrasen nahezu durchweg vertreten, lediglich auf der Mähwiese 2SI außer-

Tab. 3: Gesamtaufstellung der in den Bodenfallen enthaltenen Laufkäferarten und -individuen (Coleoptera: Carabidae).

Art	Probeflächen																	Σ
	3SK 95/96/97	2SH 95/96/97	SW 95/96/97	PW 95/96/97	SU 95/96/97	IG 95/96/97	EGK 95/96/97	JB 95/96/97	AB 95/96/97	3SF 97	3SA 97	2SI 97	2SK 97	SWF 97	EGA 97	EGF 97	Wald 97	
Abax parallelopipedus	–/1/–	–/1/–	–/–/–	1/–/–/	–/–/–	–/–/–	3/3/5	1/1/1	10/6/5	–	1	3	-	4	–	24	123	192
Abax parallelus	–/–/–	–/–/1	–/–/1	–/–/–	–/–/–	–/1/–	9/2/30	1/1/–	30/11/14	–	–	–	–	6	–	41	64	213
Agonum mülleri	4/–/–	–/–/–	–/–/–	3/3/5	–/1/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	12	26	4	–	3	–	–	–	58
Amara aenea	47/7/4	–/2/1	–/2/–	2/2/5	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–	2	–	2	–	–	–	–	29
Amara convexior	1/–/–	4/3/4	–/1/1	–/–/1	3/3/2	1/–/1	5/2/1	6/2/1	2/–/2	–	–	–	2	6	–	2	–	55
Amara familiaris	–/2/5	1/–/2	–/–/–	2/–/1	–/1/–	1/5/–	–/1/1	–/–/–	1/–/–	2	1	–	–	1	1	–	–	28
Amara lunicollis	–/–/–	–/–/–	–/–/1	–/–/2	–/–/–	–/–/–	1/–/–	–/–/–	–/–/–	–	–	6	–	1	–	6	–	17
Amara montivaga	3/3/3	3/2/1	–/–/–	1/–/–	–/–/2	–/–/1	2/–/–	–/–/–	–/–/1	–	–	–	–	–	–	–	–	19
Amara nitida	4/–/–	5/3/3	–/1/–	–/–/–	1/1/1	–/–/–	4/3/–	1/1/1	–/–/–	–	–	–	2	–	–	–	–	27
Amara ovata	–/–/–	2/–/–	1/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–	–	–	–	–	–	–	5	8
Amara plebeja	–/–/–	–/–/–	–/–/–	5/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–	–	–	–	–	–	–	–	5
Amara similata	–/–/–	1/–/–	–/–/–	–/–/–	1/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–	–	1	–	–	–	2	–	5
Anisodactylus binotatus	60/10/39	13/3/11	8/3/25	25/17/15	8/9/7	3/–/4	3/4/1	11/6/5	–/–/2	71	30	37	17	27	2	9	–	485
Anisodactylus signatus	–/–/–	2/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–	–	–	–	–	–	–	–	2
Badister bullatus	–/2/–	2/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	1/–/3	–/1/–	1/–/1	–/–/–	1	1	–	–	–	–	–	–	13
Badister lacertosus	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–	–	–	–	–	–	1	–	1
Badister meridionalis	–/–/–	–/–/1	–/1/–	–/–/–	–/–/1	–/–/–	–/–/–	1/2/2	–/–/–	–	–	–	1	2	–	–	–	11
Bembidion biguttatum	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–	1	–	–	3	–	–	–	4
Bembidion lampros	–/–/1	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	1	1	–	–	–	–	–	–	3
Bembidion lunulatum	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–	1	–	–	–	–	–	–	1
Bembidion obtusum	3/–/5	2/–/1	–/–/1	2/1/–	3/3/4	4/–/6	5/2/1	9/18/11	3/–/–	–	–	–	19	–	–	–	–	103
Bembidion properans	7/3/3	–/–/–	–/1/–	15/3/–	–/–/1	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	16	19	–	–	1	–	–	–	69
Brachinus crepitans	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–	–	–	–	–	–	–	1	1
Calathus fuscipes	1/–/4	8/2/5	2/1/2	7/8/13	1/1/1	7/2/1	–/–/–	1/–/–	–/–/–	35	23	4	2	7	4	–	–	142
Carabus auratus	–/–/1	1/–/–	–/–/–	–/3/4	3/1/–	–/–/–	2/3/7	–/–/–	–/–/–	1	1	16	1	2	1	1	43	91
Carabus convexus	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	1/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–	–	–	–	–	–	–	–	1
Carabus coriaceus	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–	–	–	–	–	–	–	23	23
Carabus granulatus	1/–/1	–/–/1	4/1/5	1/1/2	1/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	11	2	–	1	1	–	–	–	33
Carabus nemoralis	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–	–	–	–	–	–	–	61	61
Carabus ullrichi	4/2/8	13/7/16	1/2/6	3/–/11	24/13/16	5/4/21	12/2/25	5/3/2	4/2/3	2	5	41	3	16	17	13	–	311
Carabus violaceus	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–	–	–	–	–	–	–	3	3
Chlaenius nigricornis	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–	–	–	–	–	–	–	–	1
Clivina fossor	20/6/14	4/5/4	26/18/27	36/13/29	4/5/7	32/9/20	1/–/2	13/6/6	4/–/1	80	31	9	8	4	–	5	–	449
Diachromus germanus	3/3/3	1/–/–	–/–/4	–/–/1	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	1	3	–	–	2	1	1	1	24
Dychirius globosus	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–	1	–	–	–	–	–	–	1
Epaphius secalis	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–	–	–	–	–	1	–	–	1
Harpalus affinis	1/–/1	–/–/–	–/–/–	–/–/2–	–/–/–	–/1/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–	–	–	1	–	1	–	1	8
Harpalus latus	6/5/–	45/13/11	2/1/1	5/4/3	9/4/12	1/4/4	25/12/32	14/20/18	11/6/14	–	2	4	2	3	4	13	1	311
Harpalus rubripes	–/–/–	–/1/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–	–	–	–	–	–	–	–	1
Laemostenus terricola	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–	–	–	–	–	–	–	–	1
Leistus ferrugineus	–/–/1	–/2/1	1/3/1	–/–/2	–/–/5	–/3/22	1/2/2	–/2/1	2/–/9	–	–	1	4	6	1	19	2	93
Leistus rufomarginatus	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–	–	–	–	–	–	–	1	1
Loricera pilicornis	–/–/–	–/–/–	2/–/–	–/1/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	2	2	2	–	1	–	–	–	10
Molops elatus	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	1/–/–	–/1/–	1/–/1	–/–/–	7/27/6	–	–	–	–	–	–	–	8	52
Nebria brevicollis	15/2/–	4/–/2	64/6/–	22/11/7	3/2/3	10/1/3	3/1/1	–/–/–	–/–/–	5	15	110	3	29	1	–	–	323
Notiophilus biguttatus	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	1/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–	–	–	–	–	–	–	–	1
Notiophilus palustris	1/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	1/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–	–	–	–	–	–	–	–	2
Ophonus cf. particollis	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–	–	–	–	–	–	–	1	1
Ophonus rufibarbis	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	3/1/–	–	–	–	–	–	–	–	–	4
Panagaeus hipustulatus	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	1/–/–	–/–/–	–	–	–	–	–	–	–	–	1
Panagaeus crax-major	–/–/–	3/–/–	–/–/–	–/–/–	2/–/–	1/–/–	–/–/–	2/–/–	–/–/–	–	–	–	–	–	–	–	–	10
Platynus assimilis	–/–/–	–/–/–	–/1/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–	–	–	–	–	–	–	–	1
Poecilus cupreus	4/3/16	1/3/1	2/9/10	19/14/26	3/12/–	2/1/3	1/–/–	–/–/–	–/–/–	141	45	8	3	1	–	2	–	330
Poecilus versicolor	1/–/1	–/2/–	2/–/–	–/–/–	2/1/–	–/–/–	–/–/–	–/1/–	–/–/–	1	15	14	–	–	1	–	–	42
Pseudoophonus rufipes	1/1/–	5/1/–	1/1/1	4/8/8	–/1/–	1/1/–	–/–/–	–/1/–	–/–/–	–	–	–	–	1	–	1	1	38
Pterostichus anthracinus	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–	1	1	–	–	–	–	–	2
Pterostichus burmeisteri	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	1/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–	–	–	–	–	–	–	–	1
Pterostichus macer	–/–/–	8/1/3	8/1/–	–/–/–	–/–/–	–/–/1	–/–/–	2/1/–	–/–/–	2	3	–	–	41	2	–	–	73
Pterostichus melanarius	–/–/–	–/–/–	89/21/156	2/11/68	–/1/–	–/–/–	–/–/–	–/–/1	–/–/–	397	17	64	–	53	–	10	–	890
Pterostichus melas	–/–/–	–/–/–	–/–/2	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–	–	–	–	–	–	–	–	2
Pt. oblongopunctatus	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–	–	–	–	–	–	–	1	1
Pterostichus ovoideus	29/9/7	10/4/3	4/5/15	15/7/10	5/5/16	10/7/7	5/2/1	14/11/6	4/3/–	5	9	14	9	33	–	7	–	291
Pterostichus vernalis	9/4/5	5/1/3	6/2/6	28/18/15	2/5/6	12/6/4	2/–/1	1/5/1	–/–/–	16	12	5	2	2	–	–	–	184
Stomis pumicatus	–/–/–	–/–/–	–/–/1	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/2	–/–/–	–	1	1	–	–	–	5	–	10
Synuchus vivalis	–/1/1	1/1/1	3/–/1	1/2/2	–/–/3	–/2/5	1/1/2	–/–/–	–/–/1	2	2	7	5	4	–	1	–	50
Tachys bistriatus	1/–/2	–/–/–	–/–/–	1/1/1	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–	1	–	–	–	–	–	–	7
Trechus quadristriatus	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–	–	1	–	–	–	–	–	1
Trichotichnus nitens	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–/–/–	–	–	–	–	–	–	–	1	1
Σ Individuen:	226/64/125	144/64/125	226/64/267	200/130/234	76/69/87	95/49/106	86/41/113	84/82/60	81/56/58	804	274	353	87	267	37	163	341	5229
Σ Arten:	23/17/21	24/20/20	18/20/20	22/20/24	18/18/16	19/16/16	19/15/16	17/17/16	12/7/11	21	30	22	19	27	13	19	18	68

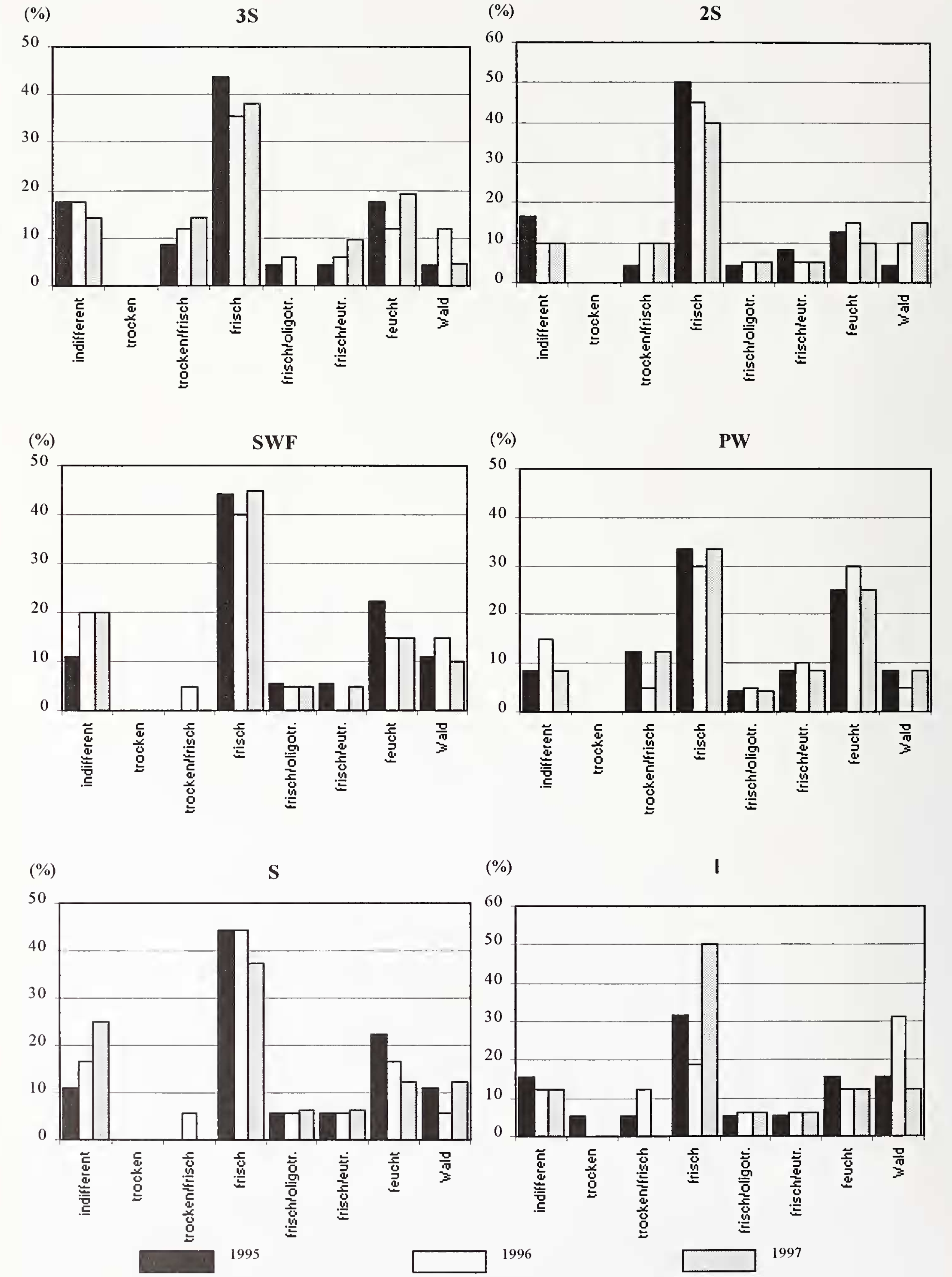


Abb. 4a: Artenanteile der Habitatpräferenzen der Carabiden auf den unterschiedlich bewirtschafteten Probeflächen 3SK, 2 SH, SWF, PW, SU und IG in den Jahren 1995–1997.

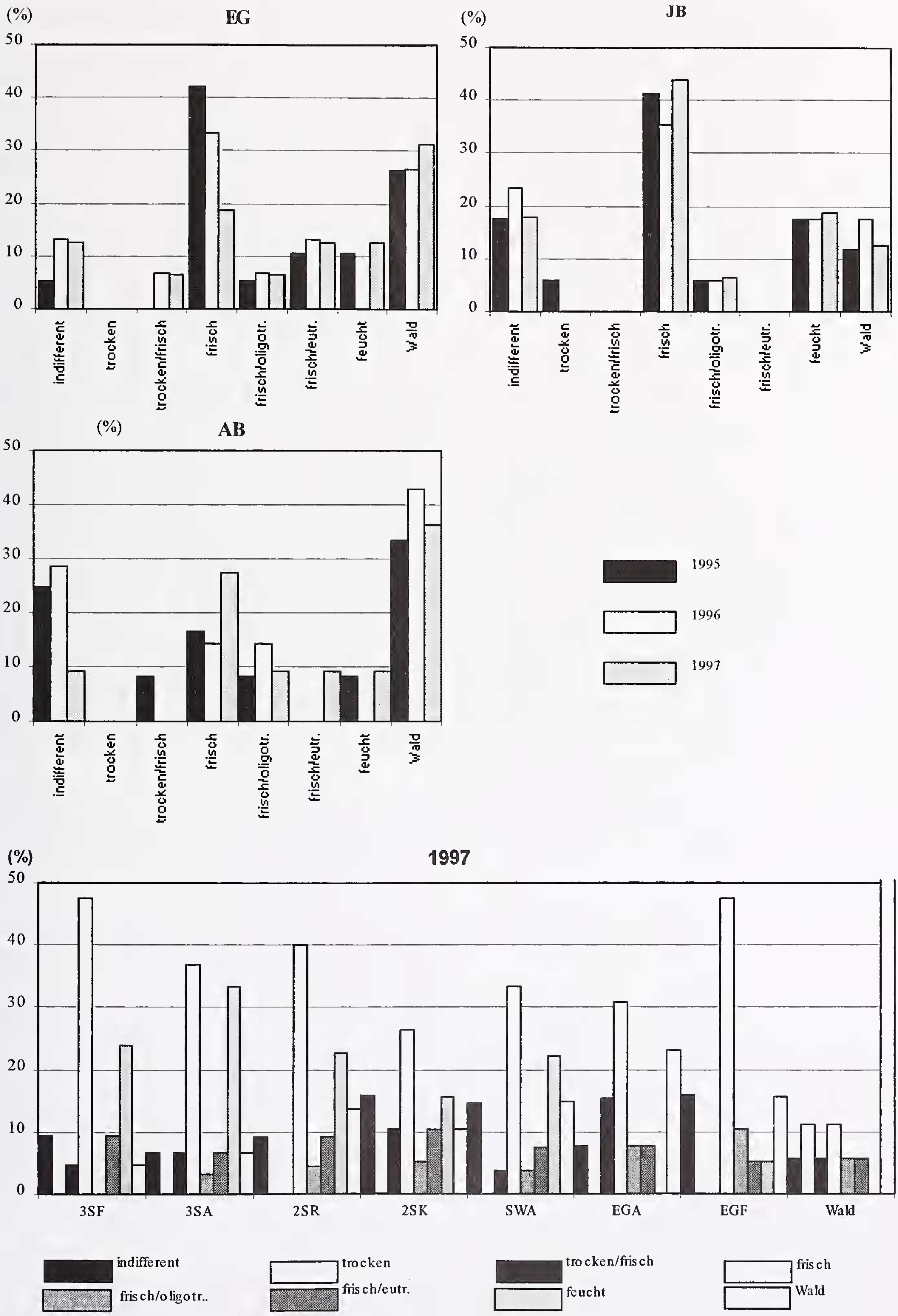


Abb. 4b: Artenanteile der Habitatpräferenzen der Carabiden auf den unterschiedlich bewirtschafteten Probeflächen EGK, JB und AB in den Jahren 1995–1997, sowie auf den 1997 zusätzlich beprobten Flächen.

halb der Limburg fehlte diese Gruppe. Stenotope Arten wurden ausschließlich im untersuchten Waldbereich gefangen, offensichtlich strahlten die Individuen einiger xerothermer Arten wie *Brachinus crepitans* (L. 1758) oder *Ophonus puncticollis* (PAYKULL 1798) aus dem angrenzenden Halbtrockenrasen des Gipfelbereichs in die Fläche ein (Abb. 4).

Arten der Trocken- und Halbtrockenrasen kamen auf den Flächen durchweg mit geringen Artenanteilen und zumeist nur mit wenigen Individuen vor. Eine Ausnahme bildete die dreischürige Mähwiese 3SK im Jahr 1995, hier lag der Individuenanteil dieser Arten über 20%. Offensichtlich können viele charakteristische Arten sehr trockener Lebensräume also mehr oder weniger zufällig und in geringer Abundanz die Streuobstwiesen des Untersuchungsgebietes zeitweilig besiedeln (vgl. Tietze 1973d).

3.3.2. Arten der Frischwiesen. Frischgrünlandarten stellten auf den meisten Probeflächen den Hauptanteil aller Arten und Individuen. Lediglich auf der Sukzessionsfläche AB und im Wald waren sie nur mit vergleichsweise geringen Anteilen vertreten (Abb. 4).

Innerhalb dieser Gruppe waren eurytope Arten die häufigsten. Der Verbreitungsschwerpunkt dieser Arten erstreckt sich im Grünland auf ein breites Spektrum unterschiedlicher Feuchtigkeits- und Nährstoffverhältnisse. Ihr Artenanteil schwankte zwischen 50% auf der zweischürigen Mähwiese 2SH im Jahr 1995 sowie der Mulchwiese IG im Jahr 1997 und 11,1% auf der Waldfläche 1997. Die Werte unterscheiden sich auf den mehrjährig beprobten Flächen 3SK, 2SH, PW, SWF, SU, JB und AB von Jahr zu Jahr nur geringfügig. Auf der Fläche EGK sank der Anteil typischer Frischgrünlandarten von 1995–1997 kontinuierlich, während die Anteile der Waldarten durchweg anstiegen. Der Anteil an Frischwiesenarten auf der gemulchten Fläche IG stieg 1997 nach einem Rückgang von 32% auf 18% in den Jahren 1995 und 1996 wieder auf 50 an (Abb. 4).

Frischgrünlandarten besaßen auf Mähwiesen und auch auf den meisten Mulchwiesen und Weiden durchweg Anteile zwischen 35% und 45%. Lediglich die Pferdeweide PW, die Schafweide SWF und der Mähwiese 2SK wurden von weniger Arten dieser Gruppe besiedelt. Hier besitzen Feuchtgrünlandarten höhere Anteile am Artenspektrum (Abb. 4).

Harpalus latus (L. 1758) ist die einzige Art der Untersuchung, deren Verbreitungsschwerpunkt in oligotrophen Frischwiesen liegen soll (TIETZE 1973d). Entsprechend war der Artenanteil dieser Gruppe durchweg gering, dennoch war *H. latus* auf allen mehrjährig beprobten Flächen vertreten, von den 1997 neu beprobten Arealen wird nur die Mähwiese 3SF nicht von ihm besiedelt (Tab. 3).

Arten deren Verbreitungsschwerpunkt in eutrophen Frischwiesen (*Carabus auratus*, L. 1761, *Synuchus vivalis* Illiger, 1798, und *Notiophilus palustris* Duftschmid, 1812) liegen soll, fehlten im Spektrum der beiden Sukzessionsflächen nahezu vollständig. Auf den verbleibenden Arealen kamen sie zumeist nur in geringen Dichten vor. Eine Affinität zu nährstoffreichen Flächen läßt sich nicht ableiten.

3.3.3. Arten des Feuchtgrünlands. Typische Arten des Feuchtgrünlandes sind auf nahezu allen Flächen vertreten. Knapp 20% aller Arten der Fallenfänge gehören dieser Gruppe an. Höchste Arten- und Individuenanteile wurden in allen drei Untersuchungsjahren auf der Pferdeweide registriert. Auf den anderen Weiden SU und SWF sank ihr Anteil von 1995 bis 1996 ab, auf den restlichen mehrjährig beprobten Flächen blieben ihre Artenanteile über die einzelnen Jahre vergleichsweise konstant (Abb. 4).

Auf allen 1997 untersuchten dreischürigen Mähwiesen 3SK, 3SKF und 3SA wurden hohe Anteile dieser Gruppe registriert, mit 33,3% besaß letztere Fläche sogar den höchsten Wert der Gesamtuntersuchung. Aber auch auf der Schafweide SWA und der zweischürigen Mähwiese 2SI kamen sie häufiger vor als auf den restlichen Probeflächen. Eine hohe Diskrepanz zwischen Arten- und Individuenanteil von Feuchtgrünlandarten zeigt sich auf der intensiv gemulchten Mähwiese IG. Während insgesamt nur drei typische Feuchtgrünlandarten angetroffen wurden, stellten sie knapp die Hälfte aller gefangenen Individuen (Tab. 3).

Mit abnehmender Nutzungsintensität der Probeflächen sinkt 1997 der Anteil typischer Feuchtgrünlandarten signifikant ab. Ein vergleichbarer Trend zeigt sich auch 1995 ($r_S = -0,5$, n.s., Tab. 4), bei geringerer Anzahl der Probeflächen (n = 9). Die Beschattung der Probeflächen scheint die Anwesenheit von Feuchtgrünlandarten zu beeinflussen. Mit zunehmender Beschattung sinkt ihr Anteil ab, 1997 ist die entsprechende Korrelation signifikant (Tab. 4).

3.3.4. Arten der Wälder. Bevorzugt Wälder besiedelnde Arten waren auf allen Probeflächen in jedem Jahr vertreten. Ihr Anteil am Gesamtartenspektrum schwankte zwischen 4,2% auf der Mähwiese 2SH im Jahr 1995 und 55,6% auf der 1997 beprobten Waldfläche. Gerade hier wird natürlicherweise das Spektrum der dominanten Arten überwiegend von Waldarten geprägt, während Arten anderer Gruppen zwar durchweg vorkommen, aber nur in geringen Dichten vertreten sind (Abb. 4).

Die entsprechenden Anteile auf den mehrjährig beprobten Flächen schwankten zwischen den einzelnen Untersuchungsjahren nur wenig. Mähwiesen hatten durchweg geringere Artenanteile aus dieser Gruppe als Weiden, Mulchwiesen oder gar Sukzessionsflä-

chen. Insbesondere die beiden Mulchwiesen EGK und IG werden von zahlreichen Arten der Wälder besiedelt, die Sukzessionsfläche AB beherbergt überwiegend Arten aus dieser Gruppe.

Auf den Probeflächen innerhalb des Streuobstgürtels treten nahezu ausschließlich eurytope Waldarten oder Waldrandarten wie *Nebria brevicollis* (Fabricius, 1792) oder *Abax parallelepipedus* (Piller & Mitterpacher, 1783) auf. Die einzige stenotope Waldart, *Pterostichus burmeisteri* (Heer, 1841), wurde nur einmal auf der Mulchwiese IG nachgewiesen (Tab. 3).

Die flächenspezifischen Anteile an Waldarten nehmen in allen drei Jahren mit abnehmender Nutzungsintensität signifikant zu (Tab. 4).

Insgesamt bieten die Streuobstwiesen des Untersuchungsgebietes einem breiten Spektrum von Carabidenarten unterschiedlicher Anspruchstypen ausreichende Lebensmöglichkeiten. Lediglich Arten, deren Verbreitungsschwerpunkt in extrem nassen oder extrem trockenen Standorten liegt, fehlen in den Fallenfängen der Flächen (vgl. TIETZE 1973d).

3.4. Feuchtepräferenzen

Die charakteristischen Feuchtigkeitsansprüche der Arten lassen sich drei Gruppen zuordnen. Der Anteil hygrophiler Arten war auf den beiden Mähwiesen 2SH und 3SK am niedrigsten, durchweg hohe Anteile besaßen die Areale AB, JB und PW. Auf den verbleibenden Flächen SWF, IG und EGK variieren die Artenanteile von Jahr zu Jahr teilweise erheblich. Einen gleichgerichteten Trend zeigten die Sukzessionsflächen AB und JB sowie die Mähwiese 2SH, hier stiegen die Anteile hygrophiler Arten im Untersuchungszeitraum beträchtlich und kontinuierlich an (Abb. 5).

Auf den Mähwiesen war der Anteil der xerophilen Arten relativ hoch, auf den beweideten Arealen SWF, PW und SU dagegen gering. Auf einigen Flächen stiegen die Anteile xerophiler Laufkäferarten von 1995 bis 1997 an (3SK, SWF, SU, IG), auf den beiden Brachflächen JB und AB sanken sie dagegen zugunsten der meso- und hygrophilen Arten stark ab.

Die Anteile mesophiler Arten an der jeweiligen Carabidenzönose lagen durchweg niedriger als die entsprechenden Anteile der hygro- oder xerophilen. Die Schafweide SU besaß im Untersuchungszeitraum das ausgeglichenste Verhältnis hygro-, meso- und xerophiler Arten.

Auf den beiden Mähwiesen 3SK und 2SH und auf der Mulchwiese nahmen die Werte xerophiler Arten von 1995 bis 1997 kontinuierlich ab, auf den Brachen und der Pferdeweide stiegen sie dagegen an.

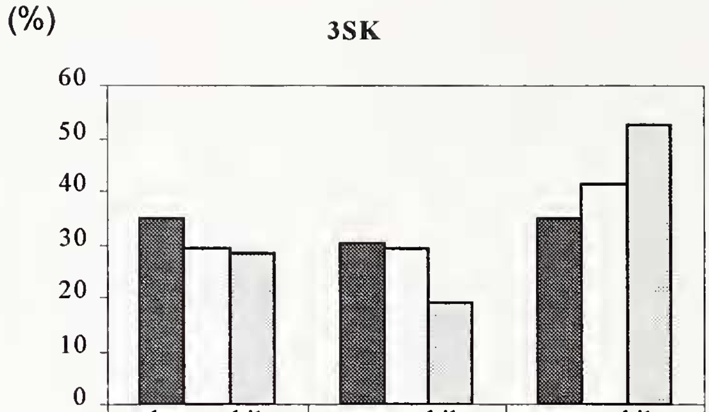
Die Feuchtigkeitsansprüche der Zönosen auf den 1997 erstmals beprobten Flächen lassen sich nur teilweise den entsprechenden Nutzungsformen der mehrjährig beprobten Flächen zuordnen. Dagegen besaß die Waldfläche einen den Sukzessionsbereichen vergleichbar hohen Anteil hygrophiler und geringen Anteil xerophiler Arten (Abb. 5).

Tab. 4: Rangkorrelationskoeffizienten der Artenanteile unterschiedlicher Verbreitungsschwerpunkte der Carabidenzönosen mit Flächenparametern (1995/96: n = 9; 1997: n = 17; Signifikanzniveau: * = p < 0,05, ** = p < 0,01, *** = p < 0,001).

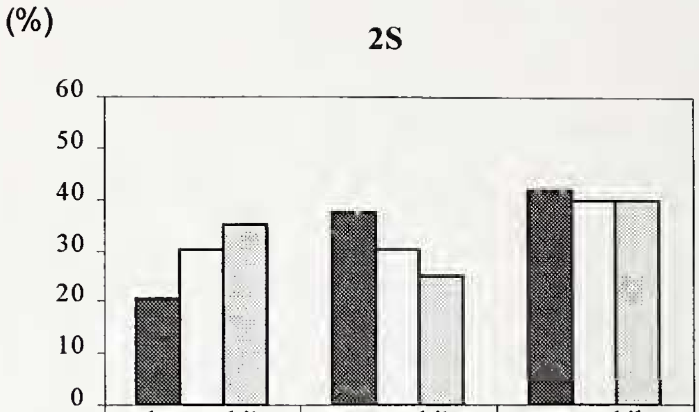
	Artenanteile	Nutzung	Fläche	Umfang	Höhenstufe	Beschattung
1995	Frischgrünlandarten	–0,55	–0,35	0,38	0,15	0,12
	Feuchtgrünlandarten	–0,50	0,35	0,61	–0,35	–0,55
	Waldarten	0,90***	0,10	–0,49	0,28	0,25
1996	Frischgrünlandarten	–0,54	–0,24	0,60	–0,04	–0,02
	Feuchtgrünlandarten	–0,19	–0,01	0,39	0,09	–0,63
	Waldarten	0,67*	–0,05	–0,78*	0,29	0,35
1997	Frischgrünlandarten	–0,21	0,03	–0,14	–0,06	–0,21
	Feuchtgrünlandarten	–0,69**	0,46	0,22	–0,57*	–0,60*
	Waldarten	0,77***	–0,31	–0,10	0,57	0,77***

Tab. 5: Rangkorrelationskoeffizienten der Artenanteile unterschiedlicher Feuchtigkeitsanspruchstypen der Carabidenzönosen mit Flächenparametern (1995/96: n = 9; 1997: n = 17; Signifikanzniveau: * = p < 0,05, ** = p < 0,01, *** = p < 0,001).

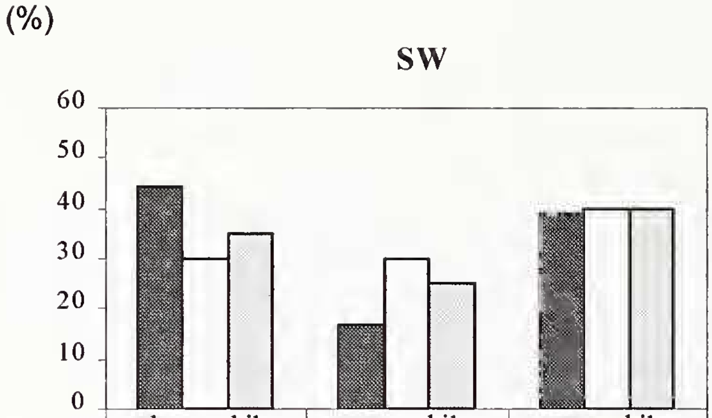
	Artenanteile	Nutzung	Fläche	Umfang	Höhenstufe	Beschattung
1995	Hygrophil	0,33	0,82**	0,37	–0,43	0,16
	Mesophil	–0,43	–0,39	0,15	0,14	–0,04
	Xerophil	0,14	–0,30	–0,34	0,24	0,28
1996	Hygrophil	0,46	0,35	–0,13	0,12	–0,30
	Mesophil	–0,70*	–0,30	0,33	–0,11	–0,04
	Xerophil	0,04	–0,12	–0,26	0,18	0,46
1997	Hygrophil	0,40	–0,06	0,03	0,23	0,16
	Mesophil	0,42	–0,30	0,18	0,06	0,16
	Xerophil	–0,69**	0,07	0,14	0,19	0,37



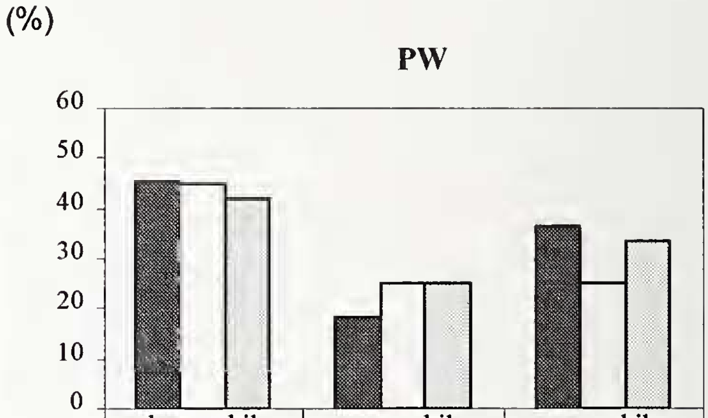
	hygrophil	mesophil	xerophil
1995	34.8	30.4	34.8
1996	29.4	29.4	41.2
1997	28.6	19.0	52.4



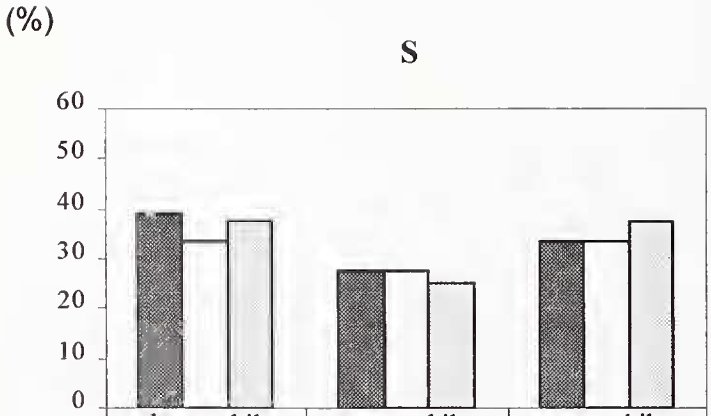
	hygrophil	mesophil	xerophil
1995	20.8	37.5	41.7
1996	30.0	30.0	40.0
1997	35.0	25.0	40.0



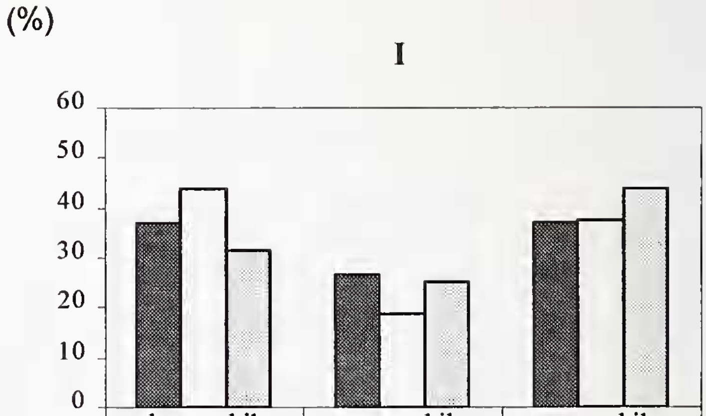
	hygrophil	mesophil	xerophil
1995	44.4	16.7	38.9
1996	30.0	30.0	40.0
1997	35.0	25.0	40.0



	hygrophil	mesophil	xerophil
1995	45.5	18.2	36.4
1996	45.0	25.0	25.0
1997	41.7	25.0	33.3

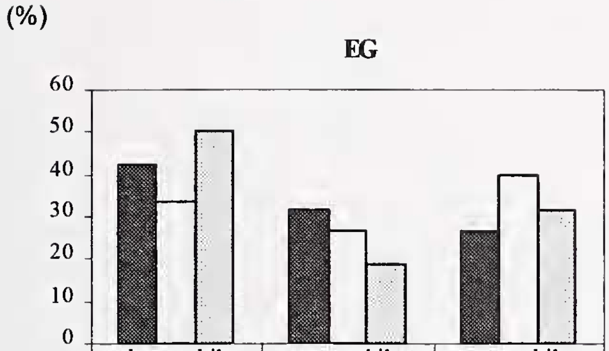


	hygrophil	mesophil	xerophil
1995	38.9	27.8	33.3
1996	33.3	27.8	33.3
1997	37.5	25.0	37.5

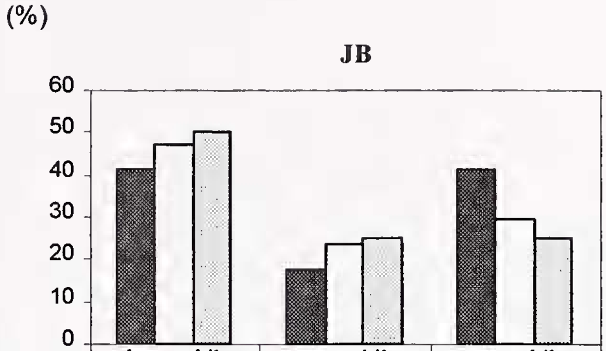


	hygrophil	mesophil	xerophil
1995	36.8	26.3	36.8
1996	43.8	18.8	37.5
1997	31.3	25.0	43.8

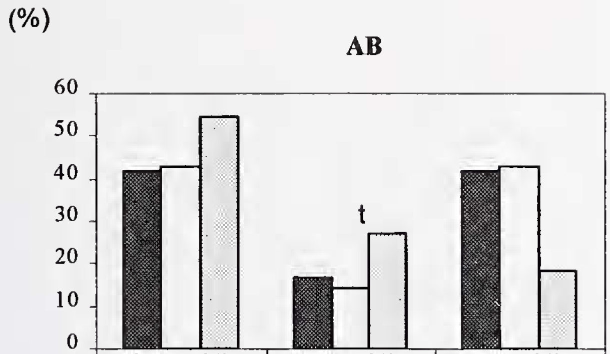
Abb. 5a: Artenanteile der Feuchtigkeitspräferenzen der Carabiden auf den unterschiedlich bewirtschafteten Probeflächen 3SK, 2SH, SWF, PW, SU und IG in den Jahren 1995–1997.



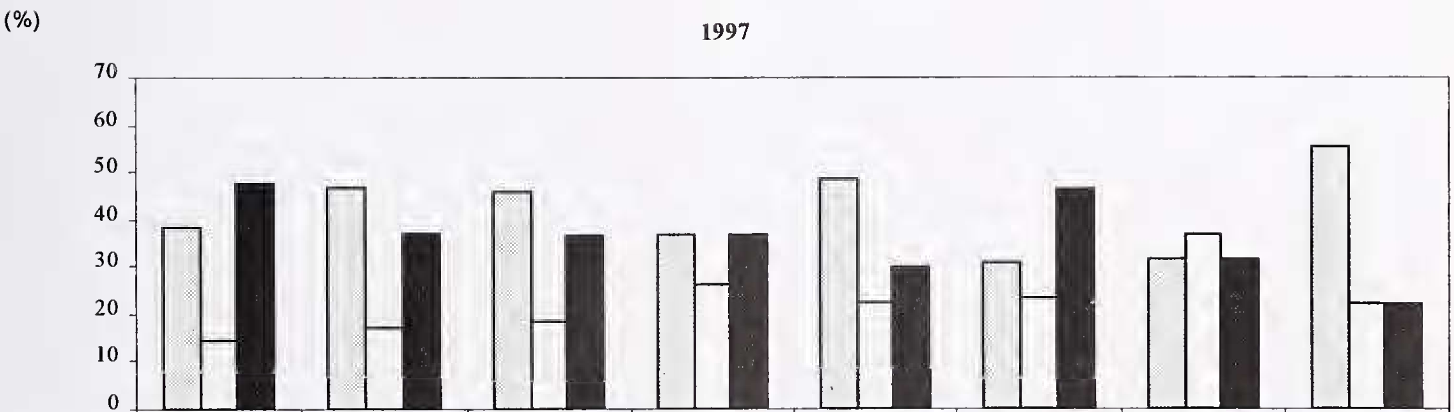
	hygrophil	mesophil	xerophil
1995	42.1	31.6	26.3
1996	33.3	26.7	40.0
1997	50.0	18.8	31.3



	hygrophil	mesophil	xerophil
1995	41.2	17.6	41.2
1996	47.1	23.5	29.4
1997	50.0	25.0	25.0



	hygrophil	mesophil	xerophil
1995	41.7	16.7	41.7
1996	42.9	14.3	42.9
1997	54.5	27.3	18.2



	3SF	3SA	2SI	2SK	SWA	EGA	EGF	Wald
hygrophil	38.1	46.7	45.5	36.8	48.1	30.8	31.6	55.6
mesophil	14.3	16.7	18.2	26.3	22.2	23.1	36.8	22.2
xerophil	47.6	36.7	36.4	36.8	29.6	46.2	31.6	22.2

Abb. 5b: Artenanteile der Feuchtigkeitspräferenzen der Carabiden auf den unterschiedlich bewirtschafteten Probeflächen EGK, JB und AB in den Jahren 1995–1997, sowie auf den 1997 zusätzlich beprobten Flächen.

Mit abnehmender Nutzungsintensität sank der Anteil xerophiler Arten 1997 signifikant ab. Sukzessionsflächen und Mulchwiesen hatten damit in diesem Untersuchungsjahr geringere Anteile xerophiler Arten als Mähwiesen und Weiden. Im Gegensatz dazu nehmen mesophile und hygrophile Arten entlang des Nutzungsgradienten in allen drei Untersuchungsjahren nur tendenziell zu, die entsprechenden Korrelationen sind nicht signifikant (Tab. 5). Die Beschattung der Probeflächen durch die Obstbäume hatte keinen meßbaren Einfluß auf die Präsenz unterschiedlicher Feuchtigkeitsanspruchstypen. Gleiches gilt für den Höhengradienten der Probeflächen.

4. DISKUSSION

Im NSG Limburg wurden 82 Laufkäferarten nachgewiesen. Sie repräsentieren etwa 20 % der baden-württembergischen Carabidenfauna, die 68 Arten der Probeflächen etwa 17 % (vgl. Trautner & Müller-Motzfeld 1995; Trautner et al. 1997).

Bedeutender als die Gesamtartenzahl ist die ausgeprägte Abnahme der Artenzahl entlang des Bewirtschaftungsgradienten (drei- und zweischürige Mähwiesen, Weiden, intensive und extensive Mulchwiesen, Flächen mit junger und fortgeschrittener Sukzession) in allen drei Untersuchungsjahren.

Arten mit Verbreitungsschwerpunkt in frischem Grünland waren auf den Arealen die häufigsten. Sie besitzen auf annähernd allen Flächen den Hauptanteil an der Carabidengemeinschaft und charakterisieren mit ihrer Habitatpräferenz die wesentlichen Lebensbedingungen von Carabiden in Streuobstwiesen. Arten, denen eine vergleichsweise stenotope Bindung an den Trophiegrad von Grünland zugesprochen wird (*H. latus, C. auratus, N. palustris, S. vivalis*, vgl. Tietze 1973a-d), besiedeln die Probeflächen zwar in wechselnder Dichte, eine Präferenz für bestimmte Trophiestufen wird nicht unmittelbar erkennbar. Dennoch lassen sich entsprechende Tendenzen für einzelne Arten (*H. latus, C. auratus*) durchaus verifizieren. Die Anteile typischer Frischgrünlandarten nehmen von drei- und zweischürigen Mähwiesen über Weiden, Mulchwiesen zu Sukzessionsflächen in den einzelnen Untersuchungsjahren nicht ab (Tab. 5). Sie werden offensichtlich trotz ihrer flächenspezifisch wechselnden Zusammensetzungen von den jeweiligen Bewirtschaftungsformen nicht wesentlich beeinflußt.

Zu diesen typischen Frischgrünlandarten kommen auf allen Probeflächen Carabiden, deren Verbreitungsschwerpunkt entweder im feuchten Grünland oder in Wäldern liegt. Hierzu gehören überwiegend häufige und verbreitete Arten, während stenotope Carabiden dieser Lebensräume (z.B. *P. burmeisteri, Panagaeus cruxmajor* L., 1758) selten und oft nur in Einzelexemplaren auf den Probeflächen registriert wurden (Tab. 3, Abb. 4).

Feuchtgrünland- und Waldarten flankieren die typischen Arten frischen Grünlands mit entprechend geringeren Anteilen (Feuchtgrünlandartenanteile: 0–33 %, Waldartenanteile: 4–42 %). Die Arten beider Anspruchstypen reagieren wesentlich stärker auf die Form der Flächenbewirtschaftung: Feuchtgrünlandarten besitzen in den untersuchten Streuobstwiesen nur geringe Anteile an der Gesamtzönose. Dieser Lebensraum bietet ihnen damit scheinbar keine optimalen Bedingungen. Veränderungen im Management wirken sich auf diese Arten offensichtlich stärker aus als auf typische Arten des mesophilen Grünlandes (Abb. 4, Tab. 4). Im Sukzessionsverlauf der Gehölzentwicklung gingen insbesondere seltene Feuchtgrünlandarten zurück (vgl. auch Butterfield et al. 1995).

Relativ hohe Anteile an Feuchtgrünlandarten finden sich auf den weitgehend baumfreien dreischürigen Mähwiesen und auf der gering beschatteten Pferdeweide, die Häufigkeit nimmt entlang des Nutzungsgradienten von Mähwiesen über Weiden, Mulchwiesen und Sukzessionsflächen aber nur tendenziell ab. Mit zunehmender Beschattung der Flächen durch Obstbäume gehen die Anteile an Feuchtgrünlandarten ebenfalls tendenziell zurück, die entsprechenden mittleren Korrelationen sind zumindest für 1997 signifikant (Tab. 5). Offensichtlich überlagern neben dem Management der Areale weitere Faktoren die Präsenz von Feuchtgrünlandarten auf den Probeflächen.

Die Anteile von Waldarten nehmen entlang des Nutzungsgradienten in allen drei Jahren signifikant zu. Der nutzungsspezifische Einfluß ist für ihre Präsenz daher wichtiger als eine Beschattung durch Obstbäume oder die Nähe zu „Ursprungspopulationen“ in Waldflächen. Einige – durchaus häufige – Waldarten mit großen Aktionsradien wurden ausschließlich im Wald erfaßt (*Carabus coriaceus* L., 1758, *Carabus nemoralis* Müller, 1764, Tab. 3), obwohl beide Arten auch außerhalb bewaldeter Areale angetroffen werden können (z. B. Glück et al. 1996; Riecken & Raths 1996). Waldarten reagieren damit besonders auf die verschiedenen Formen des Flächenmanagements. Sie sind aber auf allen Probeflächen zumindest mit eurytopen Arten präsent. Dieses Reaktionsvermögen scheint typisch für Waldarten zu sein: Größe und räumliche Anordnung von Waldstücken in einer Agrarlandschaft beeinflußte auch Häufigkeit und Zusammensetzung der hier angetroffenen typischen Waldcarabiden (Burke & Goulet 1998). In einem Biotopmosaik aus Wald-, Ruderal- und Grünlandflächen streuten Waldarten stärker ins umliegende

Offenland aus als Feldarten in die Waldflächen ein (GRUSCHWITZ 1983a, 1983b).

Fortgeschrittene Sukzessionsstadien (10 – 25 Jahre) sind bislang überwiegend auf kleinen Flächen vorhanden, wenig ausgedehnt und daher stark isoliert. Dies behindert ihre Besiedlung mit charakteristischen, aber wenig mobilen Waldarten. Bisher erreichten so nur wenige typische Formen die beprobten Sukzessionsflächen JB und AB. Mulchwiesen besitzen höhere Anteile von Waldarten als Mähwiesen oder Weiden, aber auch die inzwischen fast überall verbreiteten Mulchwiesen bilden für weniger plastische Waldarten offensichtlich eine Barriere. Sie werden zwar eher durchlaufen als Mähwiesen oder Weiden, zumeist wurden aber nur (explorierende) Einzelindividuen registriert (z.B. *P. burmeisteri* auf IG). Mulchnutzungsformen bieten stenotopen Waldarten daher keinen adäquaten Lebensraum. Die selbst auf extensiv bewirtschafteten Wiesen jährlich wiederkehrenden Mahdereignisse verhindern höchstwahrscheinlich deren erfolgreiche Reproduktion und eine nachhaltige Besiedlung. Dagegen kommen eurytope Waldarten regelmäßig und teilweise in hoher Dichte auf extensiv gemulchten Wiesen vor. Brutfürsorge betreibende Arten der Gattung *Abax* (vgl. LÖSER 1969) können sich aber nur unter konstanten Bedingungen reproduzieren, Mahdereignisse dürften daher auch die Reproduktion der beiden eurytopen Formen *Abax parallelus* (Duftschmid, 1812) und *A. parallelepipedus* erschweren.

Die Verteilung der flächenspezifischen Anteile von Feucht-, Frischgrünland und Waldarten auf den mehrjährig beprobten Flächen ist vergleichsweise konstant. In allen drei Untersuchungsjahren unterscheiden sich die jeweiligen Anteile nur geringfügig (Abb. 4). Im Gegensatz dazu wird auf zahlreichen Flächen im Untersuchungszeitraum ein ausgeprägter Wechsel im Artenspektrum registriert (Tab. 3). Dies gilt in besonderem Maß auch für die ehemalige Schafweide SWF mit ihrer geänderten Bewirtschaftung. Offensichtlich führt das Flächenmanagement zu spezifischen Lebensbedingungen auf den Arealen. Diese ermöglichen bei lokalen Extinktionen von Carabidenpopulationen nur bestimmten, eben an diese Bedingungen angepaßten Arten eine Neubesiedlung. Ausgeprägte Schwankungen oder gleichgerichtete Veränderungen sind dagegen nur auf den Mulchwiesen IG und EGK sowie auf der Brache AB vorhanden. Nutzungsspezifische Gradienten in der Verteilung artspezifischer Verbreitungsschwerpunkte bleiben so über mehrere Jahre hinweg erhalten (Abb. 4). Aufgrund dieser sowohl zeitlich als auch räumlich ausgeprägten Konstanz muß der Bewirtschaftungsform ein massiver Einfluß auf das Ressourcenangebot und damit auf die Verteilung artspezifischer Verbreitungsschwerpunkte zugesprochen werden.

Sowohl Feuchtgrünland- als auch Waldarten sind meistens hygrophil. Eine Zunahme hygrophiler Arten mit abnehmender Nutzungsintensität ist daher nicht zu erwarten. Aber auch meso- und xerophile Arten werden von der Bewirtschaftungsform nicht nachweisbar beeinflußt. Das unterschiedliche Ressourcenangebot der Managementregime spiegelt sich demzufolge nicht in den ermittelten Feuchtigkeitsansprüchen der Zönosen wieder.

In der vorliegenden Untersuchung resultieren Feuchtigkeitsgradienten nicht aus Bodenveränderungen durch Meliorationsmaßnahmen, sondern sind eher Folge der Auswirkung unterschiedlicher Strukturdichten auf das bodennahe Mikroklima im Verlauf der Vegetationsperiode, wenngleich geomorphologisch und edaphisch bedingte Feuchtigkeitsunterschiede in den wechselfeuchten Opalinustonen des Nordhanges sehr wohl auftreten.

Die Entfernung der Mähgutauflage verändert die ökologischen Bedingungen auf der Bodenoberfläche und in den oberen Bodenschichten nach einem Mahdereignis gravierend, es kommt zu flächenhaften Veränderungen der Temperatur und im Feuchtigkeitshaushalt. Kleinräumige Versteckmöglichkeiten nach dem unmittelbaren Mahdereignis entstehen auf Mulchwiesen durch die verbleibende Mähgutauflage. Witterungsbedingte Einflüsse auf die Bodenoberfläche werden in den folgenden Tagen und Wochen besser abgepuffert. Mahdereignisse können daher auf Mähwiesen wesentlich gravierender einwirken als auf Mulchwiesen. Zudem sind Mähwiesen in der Regel größer als Mulchwiesen, dies erschwert brachypteren Tieren nach Mahdereignissen eine Abwanderung in benachbarte Areale (vgl. Abb. 1). Umgekehrt verhindert diese Form des Flächenmanagements eine Besiedlung mit Arten, die an relativ stabile Verhältnisse angepaßt sind. Mulchwiesen stellen für die überwiegend brachypteren Waldarten offensichtlich keine unumgängliche Barriere bei der Besiedlung der ebenso verstreut liegenden Sukzessionsparzellen dar. Der Anteil ungeflügelter Waldarten ist auf Mulchwiesen und Brachen in allen drei Untersuchungsjahren höher als auf Mähwiesen und Weiden. Mulchwiesen bieten Waldarten trotz oftmals gleicher Mahdhäufigkeiten offensichtlich ein besseres Ressourcenangebot als Offenlandarten (vgl. BUTTERFIELD et al. 1995). Sowohl für Wald- als auch für Feuchtgrünlandarten halten Streuobstwiesen aber eher suboptimale Lebensbedingungen vor. Sie bleiben abhängig von der Nutzungsform, da ihr Vorkommen an die Präsenz einzelner Managementvarianten gebunden ist (Tab. 3). Der Bestand an Wald- und Feuchtgrünlandarten unter-

liegt folglich den starken Selektionsbedingungen der Nutzungsregime. Wald- und Feuchtgrünlandarten scheinen demnach einem höheren Extinktionsrisiko ausgesetzt zu sein als typische Frischgrünlandarten. Die Präsenz und Häufigkeit von zahlreichen Waldarten läßt durchaus die Verwandtschaft von Streuobstwiesen mit lichten Wäldern erkennen.

Die Habitatpräferenzen von Carabidenarten lassen sich auf Präadaptationen an unterschiedliche Strukturen des von ihnen besiedelten Lebensraumes zurükkführen. Häufig gemähte Areale sind (insbesondere bei der Mahd mit dem Rasenmäher) während der ganzen Vegetationsperiode ausgesprochen kurzrasig. Generell erfolgt beim Mulchen eine frühere und häufigere Mahd und bedingt damit mehr Eingriffe in die Vegetationsstruktur in kürzeren Zeitabständen.

Die Mulchauflage ersetzt für Carabiden die Struktur einer dichten, hohen und geschlossenen Vegetationsdecke, wie sie auf nährstoffreichen Mulchwiesen ohnehin besonders häufig angetroffen wird. Der eigentliche Eingriff (Mahd) ist von geringerer Bedeutung, da sich unmittelbar nach der Mahd das Mikroklima der Bodenoberfläche nicht wesentlich ändert und Ressourcen trotz häufiger Mahd (da kein Mähgut entfernt wird) kontinuierlich zur Verfügung stehen. Beides stabilisiert die Lebensbedingungen, statische Lebensräume präferierende Arten können so von einer kontinuierlichen Ressourcenverfügbarkeit profitieren.

Die Verteilung und Vielfalt unterschiedlicher Managementformen und Strukturen ermöglichen die Besiedlung der Streuobstwiesen mit einem breiten Spektrum von Carabidenarten unterschiedlichster Anspruchstypen. Die häufigsten sind die charakteristischen Arten des frischen Grünlands, während Wald- oder Feuchtgrünlandarten seltener sind (vgl. Abb. 4). Für die typischen Frischgrünlandarten bildet das extensiv bewirtschaftete Grünland der Streuobstwiesen einen optimalen Lebensraum. Ihre breite ökologische Potenz erlaubt ein Besiedlungsmuster, welches zunächst unabhängig von unterschiedlichen Nutzungsformen scheint.

5. ZUSAMMENFASSUNG

Von April 1995 bis November 1997 wurden in den Streuobstwiesen des Naturschutzgebietes Limburg bei Weilheim/Teck (48.38 N/9.23 E) auf einer Fläche von etwa 62,7 ha (857 Flurstücke, Abb. 1) Kartierungen, Erfassungen und Messungen der Grünlandnutzung und –häufigkeit, Vegetation und Carabidenfauna durchgeführt. Dabei wurden 17 Probeflächen mit einem teilweise seit über 25 Jahren unveränderten spezifischen Management ausgewählt (Tab. 1). Nutzungsformen waren: dreischürige Mähwiesen (3), zweischürige Mähwiesen (2), Mulchwiesen (4), Sukzessionsflächen (3), eine Pferdeweide, eine Schaf–Standweide, eine Schaf-Umtriebsweide und eine 1994 aufgelassene Schaf-Standweide. Im Gebiet wurden insgesamt 68 Arten registriert (Tab. 4). Zweischürige Mähwiesen (20–24 Arten), dreischürige Mähwiesen (17–30 Arten) und Weiden (16–27 Arten) waren signifikant artenreicher als Mulchwiesen (13-19 Arten) und Sukzessionsflächen (7–18 Arten, Tab. 3). Die Artenzahlen der Probeflächen nahmen entlang des Nutzungsgradienten ab.

Frischgrünlandarten stellten auf den Probeflächen den Hauptteil der Arten (35–45 %), während typische Feuchtgrünlandarten seltener waren (10–33 %). Typische Arten der Trocken- und Halbtrockenrasen wurden nur auf wenigen Probeflächen in geringer Dichte registriert. Der Anteil der Waldarten (4–56 %) nahm entlang des Nutzungsgradienten signifikant zu, während der Anteil der Feuchtgrünlandarten zurückging (Abb. 4, Tab. 4).

Ein differenzierender Einfluß von Nutzung, Flächengröße, Höhenstufe und Beschattung auf die Verteilung von Anspruchstypen unterschiedlicher Feuchtigkeitspräferenzen war nicht nachweisbar. Die Artenanteile hygrophiler Arten lagen zwischen 21 und 50 %, mesophiler zwischen 18–38 % und xerophiler zwischen 18–52 % (Abb. 5, Tab. 5). Die Zönosen der Managementvarianten bilden keine abiotischen Gradienten wie Feuchtigkeit oder Nahrungsressourcen ab. Daher scheinen die jeweiligen Zönosen vor allem an das Management angepaßt zu sein.

LITERATUR

Baehr, M. (1980a): Beiträge zur Faunistik der Carabiden Württembergs (Insecta, Coleoptera). Veröffentlichungen zu Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg **49/50**: 489–497.

Baehr, M. (1980b): Die Carabidae des Schönbuchs bei Tübingen. Veröffentlichungen zu Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg **51/52**: 515–600.

Baehr, M. (1981): Die Carabidae des Rahnsbachtales im Rammert bei Tübingen (Insecta, Coleoptera). Veröffentlichungen zu Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg. **53/54**: 459–475.

Baehr, M. (1985): Die Laufkäfer des Gipsbruches bei Wurmlingen, Kr. Tübingen (Coleoptera, Carabidae). Veröffentlichungen zu Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg **59/60**: 391–420.

Baehr, M. (1988): Die Laufkäferfauna einiger Kiesgruben im Raum Tübingen. Veröffentlichungen zu Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg **63**: 313–330.

Basedow, T., Rzehak, H. & Dickler, E. (1990): Untersuchungen zur Flugaktivität epigäischer Raubarthropoden mittels Licht- und Fensterfallen. Mitteilungen der deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie **7**: 386–394.

Bauer, L. J. (1989): Moorland beetle communities on "limestone habitat islands": 1. Isolation, invasion and local species diversity in Carabids and Staphylinids. Journal of Animal Ecology **58**: 1077–1098.

Briemle, G., Eickhoff, D. & Wolf, R. (1991): Mindestpflege und Mindestnutzung. Beihefte zu den Veröffentlichungen zu Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg **60**: 160 S.

Burke, D. & Goulet, H. (1998): Landscape and area effects on beetle assemblages in Ontario. Ecogeography **21**: 472–479.

Butterfield, J., Luff, M., Baines, M. & Eyre, M. D. (1995): Carabid beetle communities as indicators of conservation potential in upland forest. Forest economy & management **79**: 63–77.

Claßen, A., Kapfer, A. & Luick, R. (1993): Einfluß der Mahd mit Kreisel- und Balkenmäher auf die Fauna von Feuchtgrünland. Naturschutz und Landschaftsplanung **25**: 217–220.

Den Boer, P. J. (1970): On the significance of dispersal power for populations of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae). Oecologia **4**: 28 S.

Den Boer, P. J. (1985): Exclusion, competition or coexistence? A question of testing the right hypotheses. Zeitschrift für zoologische Systematik und Evolutions-Forschung **23**: 259–274.

Den Boer, P. J., Van Huizen, H. P., Den Boer-Daanje, W., Aukema, B. & Den Bienman, C. F. M. (1980): Wing polymorphism and dimorphism in ground beetles as stages in an evolutionary process (Coleoptera, Carabidae). Entomologia Generalis **6**: 107–134.

Desender, K. & Pollet, M. (1987): Life cycle strategies in the most abundant ground beetles from a heavily grazed pasture ecosystem. Mededelingen van de Faculteit voor Landbouwwetenschapen. Rijksuniversiteit te Gent **52**: 191–198.

Deuschle, J. & Glück, E. (2001): Laufkäfer-Zönosen in Streuobstwiesen Südwestdeutschlands und ihre Differenzierung entsprechend unterschiedlicher Bewirtschaftungsweisen (Coleoptera, Carabidae). Entomologia Generalis **25**: 275–304.

Fazekas, J., Kadar, F., Saropataki, M. & Lovei, G. L. (1997): Seasonal activity, age structure and egg production of the ground beetle Anisodactylus signatus (Coleoptera, Carabidae) in Hungary. European Journal of Entomology **94**: 473–484.

Freude, H. (1976): Adephaga 1. Familie: Carabidae (Laufkäfer). In: Freude, H., Harde, K. W. & Lohse, G. A. (Hrsg.): Die Käfer Mitteleuropas **2**. 302 S., Goecke & Evers, Krefeld.

Funke, W. (1995): Streuobstwiesen im Landkreis Ravensburg. Zoolog. Teil. Abschlußbericht im Auftrag des Bundesamts für Naturschutz Bonn: 96–226.

Funke, W., Heinle, R., Kuptz, F., Majzlan, O. & Reich, M. (1984): Arthropodengesellschaften im Ökosystem „Obstgarten". Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie **14**: 131–141.

Giers, E. (1973): Habitatgrenzen der Carabiden (Coleoptera, Insecta) im Melico-Fagetum des Teutoburger Waldes. Abhandlungen aus dem Landesmusums für Naturkunde Münster **35**: 36 S.

Gilgenberg-Harburg, A. (1990): Einfluß der Bodenbedeckung in einer intensiv bewirtschafteten Obstanlage auf die Carabiden- und Staphylinidenfauna (Col.). Gesunde Pflanzen **42**: 427–432.

Glück, E. & Kreisel, A. (1986): Die Hecke als Lebensraum. Refugium und Vernetzungsstruktur und ihre Bedeutung für die Dispersion von Waldcarabiden. Laufener Seminarbeiträge **10/86**: 64–83.

Glück, E. (1987): Die Bedeutung von Streuobstwiesen für körnerfressende Singvögel. Beihefte zu den Veröffentlichungen zu. Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg **48**: 167–186.

Glück, E., Deuschle, J., Trojan, C., Winterfeld, S., Blank, J. & Spelda, J. (1996): Aufstellung regionalisierter Leitbilder zur Landschaftsentwicklung und -pflege von brachgefallenen Talhängen von Kocher und Jagst – Tierökologischer Fachbeitrag. Arbeitsbericht Universität Hohenheim, Fachgebiet Tierökologie: 133 S.

Gruschwitz, M. (1983b): Die räumliche Verteilung von Carabiden in einem Biotopmosaik. Verhandlungen der deutschen zoologischen Gesellschaft **1983**: 125–129.

Häckel, H. (1993): Meteorologie. 3. Aufl., 402 S., UTB Ulmer Verlag, Stuttgart.

Hanssen, U. & Hingst, R. (1995): Einfluß systementlastender Nutzungsformen auf die biozönotische Struktur im Feuchtgrünland. Mitteilungen der deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie **9**: 475–480.

Holliday, N. J. & Hagley, E. A. C. (1978): Occurence and activity of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in a pest management apple orchard. Canadian Entomologist **110**: 113–119.

Holliday, N. J. & Hagley, E. A. C. (1984): The effect of sod type on the occurrence of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in a pest management apple orchard. Canadian Entomologist **116**: 165–171.

Holsten, B. (1995): Die Spinnen- und Käferzönosen zweier Streuobstwiesen in Oberschwaben. 144 S., Inaugural-Dissertation, Universität Ulm.

Horion, A. (1941): Faunistik der deutschen Käfer. Bd. I – Adephaga – Carabidae. 464 S., Hans-Goecke-Verlag, Krefeld.

Huber, C. & Marggi, W. (1997): Revision of the Bembidion subgenus phyla Motschulsky 1844 (Coleoptera, Carabidae, Bembidiinae). Revue Suisse de Zoologie **104**: 761–783.

Hurka, K. (1996): Carabidae of the Czech and Slovak Republics. 565 S., Vit Kabourek, Zlín.

Kádár, F. & Szel, G. (1989): Carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) collected by light traps in apple orchards. Folia entomologica Hungarica **50**: 27–36.

Kirchner, H. (1969): Untersuchungen zur Ökologie feldbewohnender Carabiden. 59 S., Inaugural-Dissertation, Universität Köln.

Kohlshorn, P. & Greven, H. (1995): Die Heuschreckenfauna auf Grünland- und Heideflächen des Naturschutzgebietes „Lüsekamp und Boschbeek" (Lkr. Viersen, NRW) und ihre Beeinflussung durch Nutzung und Pflegemaßnahmen. Articulata **10/2**: 141–159.

Krause, R. (1974): Die Laufkäfer der Sächsischen Schweiz, ihre Phänologie, Ökologie und Vergesellschaftung (I). Faunistische Abhandlungen aus dem Museum für Tierkunde Dresden **5**: 73–179.

Krehan, I. (1970): Die Steuerung von Jahresrhythmik und Diapause bei Larval- und Imagoüberwinterern der Gattung *Pterostichus* (Col. Carab.). Oecologia **6**: 58–105.

Larson, G. (1939): Entwicklungstypen und Entwicklungszeiten dänischer Carabiden. Entomologiske Meddelelser **20**: 277–560

Lauterbach, A. W. (1964): Verbreitungs- und aktivitätsbestimmende Faktoren bei Carabiden in sauerländischen Wäldern. Abhandlungen aus dem Landesmusum für Naturkunde Münster **26**: 103 S.

Lindroth, C. H. (1945): Die fennoskandischen Carabidae, eine tiergeographische Studie. I. Spezieller Teil. Göteborgs Vetenskabs och Samhällets Handlingar, Bd **4**: 709 S.

Lindroth, C. H. (1985): The Carabidae (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark I u. II. Fauna Entomologica Scandinavica **15**: 497 S.

Lompe, A. (1989): 1. Familie Carabidae. S. 23–59 in: Lohse, G. A. & Lucht, W. H. (Hrsg.) Die Käfer Mitteleuropas **12**.Goecke & Evers Verlag, Krefeld.

Löser, S. (1969): Brutfürsorge und Brutpflege bei Laufkäfern der Gattung *Abax*. Zoologischer Anzeiger Supplement **33**: 322–326.

Mader, M. (1984): Der Einfluß der Intensiv-Bewirtschaftung im Obstbau auf die epigäische Fauna am Beispiel der Laufkäfer und Spinnen. Decheniana **137**: 105–111.

Maelfait, J.-P., Desender, K. & De Keer, R. (1988): The arthropod community of the edge of an intensively grazed pasture. S. 115–117 in: Schreiber, K.-F. (Hrsg.) Connectivity in Landscape Ecology. Proc. 2nd Intern. Seminar of the International Association for Landscape ecology. Münstersehe Geographische Arbeiten **29**.

Mataein, A. V. (1994): The strategy of dispersal behaviour in some Carabidae species of southeastern Europe. S. 183–188 in: Desender, K. et al. (Hrsg.) Carabid beetles: Eeology and Evolution. Kluwer Aeademie Publishers, Netherlands.

Nelemans, M. N. F. (1987): Faetors influeneing the development of flight museles in the carabid beetle *Nebria brevicollis* (F.). Aeta Phytopathologiea Academiae Scientiarum Hungarieae **22**: 207–213.

Neudecker, C. (1974): Das Präferenzverhalten von *Agonum assimile* Payk. (Carab. Coleopt.) in Temperatur-, Feuehtigkeits- und Helligkeitsgradiente. Zoolologische Jahrbücher Systematik **101**: 609–627.

Niemann, G. (1963): Zum biotopmäßigen Vorkommen von Coleopteren. Zeitschrift für angewandte Entomologie **53**: 82–110.

Novak, B. (1972): Saisondynamik der tageszeitlichen Aktivität bei Carabiden in einem Feldbiotop (Col. Carabidae). Acta Universitatis Palackianae Olomucensis, Facultas Rerum Naturalium **39**: 5–97.

Paarmann, W. (1966): Vergleichende Untersuchungen über die Bindung zweier Carabidenarten (*P. angustatus* Dft. und *P. oblongopnctatus* F.) an ihre verschiedenen Lebensräume. Zeitschrift für wissenschaftliche Zoologie **174**: 83–176.

Reich, M. (1995): Streuobstwiesen und ihre Bedeutung für den Artenschutz. Schriftenreihe des Bayerisehen Landesamts für Umweltschutz **84**: 94–96.

Reich, M., Roth, M. & Majzean, O. (1985): Die Coleopteren-Zönose im Ökosystem „Obstgarten" - Ekklektorfauna. Jahresberiehte des naturwissenschaftlichen Vereins in Wuppertal **38**: 20–23.

Reich, M., Funke, W., Heinle, R. & Kuptz, S. (1984): Zeitliche Struktur der Insektenzönose im Ökosystem Obstgarten. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie **14**: 142–152.

Riecken, U. & Raths, U. (1996): Use of radio telemetry for studying dispersal and habitat use of *Carabus coriaceus* L. Annales Zoologiei Fennici **33**: 109–116.

Rushton, S. P., Luff, M. L. & Eyre, M. D. (1989): Habitat eharacteristics of grassland *Pterostichus* speeies (Coleoptera, Carabidae). Eeologieal Entomology **16**: 91–104.

Sachs, L. (1992): Angewandte Statistik. 846 S., Springer Verlag, Berlin – Heidelberg – New York

Schaab, K. (1991): Streuobstprogramme – wirkungsvolle Instrumente zur Erhaltung des ökologiseh bedeutsamen Landschaftselements Streuobstwiese. Natur und Landschaft **66**: 65–71.

Scherney, F. (1959): Unsere Laufkäfer, ihre Biologie und wirtschaftliche Bedeutung. 81 S., Die Neue Brehm-Büchcrei **245**, Ziemsen, Wittenberg Lutherstadt.

Schiötz-Christensen, B. (1966): Biology of some ground beetles (*Harpalus Latr.*) of the *Corynephoretum*. Natura Jutlandica **12**: 225–229.

Schmidt, G. (1957): Die Bedeutung des Wasserhaushalts für das ökologische Verhalten der Carabiden (Ins. Coleopt.). Zeitsehrift für angewandte Entomolgie **40**: 390–399.

Schnitter, P. H. (1994): The development of carabid communities from uncultivated fields and meadows in the first five years of a succession. S. 361-366 in: Desender, K. et al. (Hrsg.) Carabid beetles: Eeology and Evolution. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Sciaky, R. (1991): Bestimmungstabellen der westpaläarktischen *Ophonus*-Arten (XXVIII. Beitrag zur Kenntnis der Coleoptera Carabidae). Acta Coleopterologiea **7**: 1–45.

Simon, L. (1992): Entwurf, Ergebnisse und Konsequenzen der wissenschaftlichen Begleituntersuchung zum Biotopsicherungsprogramm „Sreuobstwiesen des Landes Rheinland-Pfalz". Beiträge zur Landespflege Rheinland-Pfalz **15**: 5–56.

Sowig, P. (1986): Experimente zur Substratpräferenz und zur Frage der Konkurrenzverminderung uferbewohnender Laufkäfer (Col. Carabidae). Zoologisehe Jahrbücher Systematik **113**: 55–77.

Stein, W. (1965): Die Zusammensetzung der Carabidenfauna einer Wiese mit stark wechselnden Feuchtigkeitsverhältnissen. Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere **55**: 83–99.

Thiele, H.-U. (1967): Ein Beitrag zur experimentellen Analyse von Euryökie und Stenökie bei Carabiden. Zeitsehrift für Morphologie und Ökologie der Tiere **58**: 355–372.

Thiele, H.-U. & Lehmann, H. (1967): Analyse und Synthese im tierökologischen Experiment. Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere **53**: 373–380.

Thiele, H.-U. & Weiss, H.-E. (1976): Die Carabiden eines Auenwaldgebietes als Bioindikatoren für anthopogen bedingte Änderungen des Mikroklimas. Schriftenreihe zur Vegetationskunde **10**: 359–397.

Thiele, H.-U. (1962): Beziehungen zwischen bodenbewohnenden Käfern und Pflanzengesellschaften in Wäldern. Pedobiologia **1**: 157–173.

Thiele, H.-U. (1964a): Ökologische Untersuehungen an bodenbewohnenden Coleopteren einer Heckenlandsehaft. Zeitsehrift für Morphologie und Ökologie der Tiere **53**: 537–586.

Thiele, H.-U. (1964b): Experimentelle Untersuchungen über die Ursaehen der Biotopbindung bei Carabiden. Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere **53**: 387–452.

Thiele, H.-U. (1968): Formen der Diapausesteuerung bei Carabiden. Zoologischer Anzeiger Supplement **31**: 358–365.

Thiele, H.-U. (1971): Wie isoliert sind Populationen von Waldearabiden in Feldheeken? Miscellaneous papers, Landbouwhoogeschool Wageningen **8**: 105–110.

Thiele, H.-U. (1977): Carabid beetles in their environments. A study on habitat selection by adaptions in physiology and behaviour. 369 S., Springer Verlag, Berlin – Heidelberg – New York.

Tietze, F. (1973a): Zur Ökologie, Soziologie und Phänologie der Laufkäfer (Coleoptera – Carabidae) des Grünlandes im Süden der DDR. I. Teil. Hercynia N. F. **10**: 3–76.

Tietze, F. (1973b): Zur Ökologie, Soziologie und Phänologie der Laufkäfer (Coleoptera – Carabidae) des Grünlandes im Süden der DDR. II. Teil. Hercynia N. F. **10**: 111–126.

Tietze, F. (1973c): Zur Ökologie, Soziologie und Phänologie der Laufkäfer (Coleoptera – Carabidae) des Grünlandes im Süden der DDR. III. Teil. Hercynia N. F. **10**: 243–263.

Tietze, F. (1973d): Zur Ökologie, Soziologie und Phänologie der Laufkäfer (Coleoptera – Carabidae) des Grünlandes im Süden der DDR. IV. Teil. Hercynia N. F. **10**: 337–365.

Tietze, F. (1974): Zur Ökologie, Soziologie und Phänologie der Laufkäfer (Coleoptera – Carabidae) des Grünlandes im Süden der DDR. V. Teil. Hercynia N. F. **11**: 47–86.

Trautner, J. (1986): Die Laufkäfer im Landkreis Böblingen (Coleoptera, Carabidae). Jahresheft der Gesellschaft für Naturkunde in Württemberg **141**: 253–286.

Trautner, J. (1991): Die Laufkäferfauna des Rosensteinparks und weiterer Grünflächen im Stadtgebiet von Stuttgart (Coleoptera, Carabidae). Jahresheft der Gesellschaft für Naturkunde in Württemberg **146**: 233–258.

Trautner, J., Müller-Motzfeld, G. & Bräunicke, M. (1997): Rote Liste der Sandlaufkäfer und Laufkäfer Deutschlands. Naturschutz und Landschaftsplanung **29**: 261–273.

Trautner, J., Geigenmüller, K. & Diehl, B. (1988a): Laufkäfer. 6. Aufl., 118 S., Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung, Hamburg.

Trautner, J., Geissler, S. & Settele, J. (1988b): Zur Verbreitung und Ökologie des Laufkäfers *Diachromus germanus* (L.) (Col., Carabidae). Mitteilungen des entomologischen Vereins Stuttgart **23**: 86–105.

Turin, H. & Den Boer, P. J. (1988): Changes in the distribution of carabid beetles in the Netherlands since 1880. II. Isolation of habitats and long-term trends in the occurence of carabid species with different powers of dispersal (Coleoptera, Carabidae). Biolical Conservation **44**: 179–200.

Turin, H., Haeck, J. & Hengeveld, R. (1977): Atlas of the carabid beetles of the Netherlands. 228 S., Koninkliije Nederlandse Akademie van Wetenschappen. Verhandlingen Afdeling Naturkunde, Tweede Reeks **68**. Amsterdam.

Turin, H., Alders, K., Den Boer, P. J., Essen, S. v., Heijermann, T., Laane, W. & Pentermann, E. (1991): Ecological characterization of carabid species (Coleoptera, Carabidae) in the Netherlands from thirty years of pitfall sampling. Tijdschrift voor Entomologie **134**: 279–304.

Van Dijk, T. S. (1973): The age-composition of populations of *Calathus melanocephalus* L. analysed by studying marked individuals kept within fenced sites. Oecologia **12**: 213–240.

Vowinkel, K. (1998): Die Auswirkung unterschiedlicher Nutzungsintensität auf die Arthropodenfauna des montanen Grünlandes. 352 S., Inaugural-Dissertation, Universität Göttingen.

Walther, C. (1996): Untersuchungen zur Fauna regelmäßig beweideter Kalkmagerrasen. S. 159–180 in: Beinlich, B. & Plachter, H. (1996): Schutz- und Entwicklung der Kalkmagerrasen der Schwäbischen Alb. Beihefte zu den Veröffentlichungen zu Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg **83**.

Weidemann, G. (1971): Zur Biologie von *Pterostichus metallicus* F. (Coleoptera, Carabidae). Faunistisch-Ökologische Mitteilungen **4**: 30–36.

Weller, F. (1996): Streuobstwiesen. Herkunft, heutige Bedeutung und Möglichkeiten der Erhaltung. S. 137–160 in: Konold, W. (Hrsg.) Naturlandschaft Kulturlandschaft: Die Veränderung der Landschaften nach der Nutzbarmachung durch den Menschen. Ecomed, Landsberg.

Zelenkova, K. & Hurka, K. (1990): Carabids (Col. Carabidae) in the epigeon of pest management apple orchards in south Bohemia. Acta Societatis Zoologicae Bohemoslovenicae **54**: 133–145.

Zöfel, P. (1992): Satistik in der Praxis. 3. Aufl., 422 S., UTB Gustav Fischer Verlag, Stuttgart – Jena.

Zwygart, D. (1984): Die Vogelwelt des Kantons Thurgau in Nieder- und Hochstammobstkulturen. Schweiz. Zeitschrift für Obst- und Weinbau **120**: 308–318.

Anschriften der Autoren: Prof. Dr. Erich Glück, Gingener Weg 61/1, D-73072 Donzdorf; Dr. Jürgen Deuschle, Käthe-Kollwitz-Str. 14, D-73257 Köngen, e-mail: deuschle@tloe-deuschle.de

Eingegangen: 10.09.2002
Angenommen: 14.01.2003
Zuständiger Herausgeber: M. Schmitt